



Titre: Importance de la minéralogie et des conditions climatiques et
Title: opérationnelles sur les risques de dépôt des résidus miniers filtrés

Auteur: Corentin Chevalier
Author:

Date: 2025

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Chevalier, C. (2025). Importance de la minéralogie et des conditions climatiques
Citation: et opérationnelles sur les risques de dépôt des résidus miniers filtrés [Thèse de
doctorat, Polytechnique Montréal]. PolyPublie.
<https://publications.polymtl.ca/68403/>

 Document en libre accès dans PolyPublie
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/68403/>
PolyPublie URL:

**Directeurs de
recherche:** Nelson Morales
Advisors:

Programme: Génie minéral
Program:

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

**Importance de la minéralogie et des conditions climatiques et opérationnelles
sur les risques de dépôt des résidus miniers filtrés**

CORENTIN CHEVALIER

Département des génies civil, géologique et des mines

Thèse présentée en vue de l'obtention du diplôme de *Philosophiæ Doctor*

Génie minéral

Août 2025

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Cette thèse intitulée :

Importance de la minéralogie et des conditions climatiques et opérationnelles sur les risques de dépôt des résidus miniers filtrés

présentée par **Corentin CHEVALIER**

en vue de l'obtention du diplôme de *Philosophiæ Doctor*

a été dûment acceptée par le jury d'examen constitué de :

Li LI, président

Nelson MORALES, membre et directeur de recherche

Isabelle DEMERS, membre et codirectrice de recherche

Vincent MARTIN, membre

Suzanne LACASSE, membre externe

DEDICACE

À mes parents, ma sœur, ma meilleure amie, ma famille et toutes les personnes qui ont façonné mon éducation, ma vision du monde et fait de moi l'Homme que je suis aujourd'hui. Je vous remercie infiniment pour votre bienveillance, votre soutien et votre amour.

REMERCIEMENTS

À travers ce projet doctoral, je tiens à remercier Polytechnique Montréal, l'Institut de Recherche en Mines et Environnement (IRME UQAT-Polytechnique) et tout particulièrement Thomas Pabst de m'avoir offert l'opportunité d'intégrer ce projet de recherche. Merci encore Thomas Pabst pour la supervision et la gestion de ce large projet financé par le Fonds de Recherche du Québec - Nature et Technologie. Je remercie également Nelson Morales et Isabelle Demers, qui ont accepté de devenir respectivement mon directeur de recherche et ma codirectrice en cours de projet. Vous m'avez permis de poursuivre ce travail en maintenant une supervision de qualité. Merci, Thomas Pabst, Nelson Morales et Isabelle Demers, de m'avoir encadré, formé et transmis votre expertise pour produire un travail de qualité.

Je remercie Noura El-Harrak et Patrick Bernèche, dont les conseils et la présence permettent de mener à bien les travaux de laboratoire. Merci à Monica Monzon pour son engagement auprès de tous les étudiants. Merci à vous trois pour la bonne humeur que vous apportez.

Je remercie les partenaires industriels de l'IRME, et en particulier la mine Éléonore et la mine LaRonde d'avoir participé activement à ce travail en me permettant de me familiariser avec l'industrie minière, qui m'était totalement inconnue au début du projet. Merci à William Fresser, Vincent Martin, Valérie Roy et Nicolas Saucier pour le temps que vous m'avez accordé.

Merci à Madison Chai-Onn d'avoir partagé cette expérience exceptionnelle sur le site de la mine Éléonore, à travers la visite de terrain et les travaux d'échantillonnage réalisés. Merci à William, Geneviève, Marjorie et Claude pour leur encadrement lors du séjour.

Merci à Polytechnique Montréal et au département de génie civil, géologique et des mines de m'avoir offert l'opportunité d'être chargé de cours, de travaux dirigés et de travaux pratiques. Merci à Karine Sylvain pour le partage de la charge de travail et pour nos échanges visant à offrir des séances de qualité aux étudiants. Ce fut une expérience très enrichissante tant sur le plan personnel que professionnel.

RÉSUMÉ

Les résidus miniers sont déposés de manière conventionnelle sous forme de pulpe à une teneur en eau massique élevée, dans des parcs ceinturés par des digues. Toutefois, les structures de confinement présentent un risque élevé de rupture, pouvant entraîner des conséquences environnementales majeures, telles que la contamination des eaux et des sols environnants, notamment en raison de la libération de métaux lourds et de produits toxiques liée à la nature physique et chimique des résidus. Une alternative pour réduire ces risques géotechniques est la filtration, visant à réduire la teneur en eau des résidus lors du dépôt. Les propriétés géotechniques sont alors améliorées mais cet état désaturé favorise l'oxydation des résidus réactifs exposés, augmentant les risques de génération de drainage minier acide (DMA). Cependant, les réactions d'oxydation à l'origine du DMA peuvent prendre un certain temps avant de générer un lixiviat avec un pH acide. À ce jour, le nombre d'études concernant la gestion des résidus filtrés réactifs demeure limité, en particulier en lien avec les stratégies visant à prévenir la génération de DMA. Mieux comprendre leur comportement géochimique dès leur dépôt est nécessaire afin d'orienter la conception et leur gestion.

L'objectif de ce projet de recherche est de comprendre les mécanismes qui permettent d'assurer la stabilité géochimique des parcs à résidus filtrés dès le début des opérations minières et jusqu'à la restauration finale. Pour ce faire, les travaux vont porter sur l'optimisation de leur conception sur la base de la composition minéralogique des résidus, des paramètres de dépôt et des conditions climatiques d'exposition.

La première partie de ce projet a examiné le délai nécessaire pour que les résidus exposés génèrent un pH acide inférieur à 6, délai qualifié de *temps critique* des résidus. La détermination de ce temps critique s'est appuyée sur des essais cinétiques en laboratoire ainsi que sur des simulations numériques. Dans un premier temps, cinq cellules contenant des résidus LaRonde, saturés à 79%, 83% et 94%, ont permis d'évaluer l'effet du degré de saturation sur le temps critique. Par ailleurs, deux cellules comportant des résidus LZ5, soumises à un degré de saturation de 84 %, ont permis de comparer l'effet de la minéralogie sur le temps critique. Ensuite, l'effet de la variation de la saturation a été évalué à l'aide de deux cellules dans lesquelles le degré de saturation diminuait chaque mois par paliers de $\pm 10\%$ (allant de 100 % à 70 %). Enfin, sur la base des résultats obtenus lors de cette première phase d'essais, quatre cellules ont permis d'étudier l'effet des fluctuations

temporelles entre un état saturé (100 %) et un état désaturé (< 90 %). Dans un second temps, des extrapolations réalisées au moyen de simulations numériques 1D sur le logiciel MIN3P, et calibrées sur les résultats du laboratoire, ont permis d'obtenir davantage de données en faisant varier simultanément le degré de saturation et la minéralogie des résidus étudiés. Les résultats de laboratoire ont démontré que le maintien continu d'un degré de saturation de 90% permettait de retarder l'apparition du temps critique. Également, l'apparition du pH acide a été observée entre 72 et 93 jours dans les cellules soumises à un degré de saturation inférieur à 90%. Les extrapolations numériques montrent que le potentiel neutralisant des carbonates présents dans les résidus constitue le paramètre le plus déterminant pour prolonger le temps critique des résidus. Toutefois, tous les carbonates n'ont pas la même efficacité sur le temps critique : seule, l'ankérite ne permet pas de maintenir le pH au-dessus de 6, contrairement à la calcite. Enfin, un modèle simple pour calculer le temps critique des résidus est proposé.

La seconde partie de ce projet avait pour objectif d'évaluer le comportement hydrologique à la surface d'un parc à résidus filtrés dans le temps. À partir d'échantillonnages réalisés sur le site de la mine Éléonore et des données météorologiques et de suivi de la teneur en eau volumique à la surface du parc du site, un modèle numérique a été calibré sous SEEP/W. En couplant ce modèle à CTRAN/W, des extrapolations ont permis d'évaluer la variation du degré de saturation et des flux d'oxygène, pendant le dépôt des couches de résidus et durant une période de surexposition, c'est-à-dire une fois le dépôt terminé. Une analyse paramétrique a été réalisée afin d'évaluer si le critère de 90% de saturation pouvait être respecté et de déterminer la profondeur à partir de laquelle les flux d'oxygène diminuaient en dessous de $0.14 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$. Cette analyse considérait les paramètres de dépôt (la porosité et le taux de dépôt) et le climat d'exposition. Les résultats montrent que le seuil de 90% de saturation n'est pas un critère fiable pour retarder l'apparition du temps critique des résidus. Toutefois, le critère du flux d'oxygène permet de définir une profondeur active d'oxydation à la surface d'un parc à résidus, offrant un moyen de contrôler la génération de DMA. Avant l'atteinte de son temps critique, une couche de résidus précédemment déposée est protégée de l'oxydation une fois recouverte par un certain nombre d'autres couches, en fonction des paramètres et des conditions de dépôt.

La troisième partie de ce projet avait pour objectif d'identifier et de quantifier les risques susceptibles de conduire à une exposition prolongée des résidus, menant au dépassement du temps critique. Une analyse de risques qualitative a été réalisée, via un atelier, avec le personnel des mines

LaRonde et Éléonore. Les opérations et événements courants de gestion des résidus (par exemple production, pannes, aléas climatiques) sont considérées comme présentant un risque faible, alors que la planification des travaux de restauration comporte les risques les plus élevés de surexposition des résidus. À noter que les contraintes opérationnelles géotechniques rencontrées durant le dépôt sont également identifiées comme risquées, en fonction des conditions de dépôt des sites. Par la suite, une analyse quantitative, basée sur des simulations de dépôt à partir des données de production, a permis d'estimer la variabilité des durées d'exposition des couches de résidus en fonction de divers paramètres comme la superficie de dépôt, la profondeur active d'oxydation, la densité sèche des résidus, ainsi que des facteurs externes tels que l'arrêt de la production. Les résultats indiquent que les paramètres « contrôlables », en particulier la superficie de dépôt et la profondeur active d'oxydation, et les événements exceptionnels pouvant entraîner une fermeture temporaire ou une réduction prolongée de production constituent les principales sources d'incertitude sur les temps d'exposition, augmentant les risques de surexposition.

Les résultats de cette étude constituent une première approche méthodologique visant à planifier et optimiser le dépôt de résidus filtrés réactifs dans les parcs à résidus, en vue d'assurer leur stabilité géochimique à long terme. La conception des parcs à résidus peut s'appuyer sur l'estimation du temps critique et de la profondeur active d'oxydation, mais elle doit être adaptée aux spécificités propres à chaque site. Par ailleurs, la détermination du temps critique demeure un élément central pour garantir la stabilité géochimique des parcs à résidus, et des travaux complémentaires sont recommandés afin d'affiner à la fois le modèle et la méthodologie proposée. En effet, le modèle proposé pour calculer le temps critique se base sur des essais réalisés en laboratoire. Il doit être développé et confirmé par des essais de terrains ainsi que pour d'autres minéralogies. Également, la variabilité minéralogique lors de la production des résidus pourrait affecter le temps critique à l'avancement du dépôt. Enfin, des travaux sur l'optimisation du dépôt sont nécessaires pour notamment tenir compte des variabilités techniques et de contraintes observées sur site, non prises en compte dans cette étude.

Ce travail contribue à la planification durable des dépôts de résidus filtrés réactifs, avec un potentiel d'application concret pour l'optimisation des pratiques industrielles et la réduction des risques environnementaux à long terme.

ABSTRACT

Tailings are conventionally disposed of as a pulp with an elevated water content, in impoundments surrounded by containment structures. However, containment structures present a high risk of failure, which can lead to major environmental consequences, such as contamination of the surrounding water and soil, particularly due to the release of heavy metals and toxic products linked to the physical and chemical nature of the tailings. An alternative to reduce these geotechnical risks is filtration, which aims to lower the water content of tailings during deposition. Geotechnical properties are thereby improved; however, this unsaturated state promotes the oxidation of exposed reactive tailings, increasing the risk of acid mine drainage (AMD) generation. Nevertheless, the oxidation reactions responsible for AMD may take some time before producing a leachate with an acidic pH. To date, the number of studies addressing the management of reactive filtered tailings remains limited, particularly with regard to strategies aimed at preventing the generation of AMD. A better understanding of their geochemical behavior from the time of deposition is essential to guide design and management practices.

The objective of this research project is to understand the mechanisms that ensure the geochemical stability of filtered tailings storage facilities from the beginning of mining operations through reclamation. To achieve this, the study focused on optimizing their design on the basis of on the tailings' mineral content, deposition parameters, and the climatic exposure conditions.

The first part of this project examined the time required for exposed tailings to generate an acidic pH below 6, a duration referred to as the tailings' critical time. The determination of this critical time was based on laboratory kinetic tests as well as on numerical simulations. Initially, five cells containing LaRonde tailings, saturated at 79%, 83%, and 94%, were used to evaluate the effect of the degree of saturation on the critical time. Additionally, two cells containing LZ5 tailings, both subjected to a degree of saturation of 84%, were used to compare the effect of the mineral content on the critical time. Then, the effect of saturation variation was assessed using two cells in which the degree of saturation decreased each month in increments of $\pm 10\%$ (ranging from 100% to 70%). Finally, based on the results obtained during this initial series of tests, four cells were used to investigate the effect of temporal fluctuations between a saturated state (100%) and an unsaturated state ($< 90\%$). In a second phase, extrapolations performed via 1D numerical simulations using the MIN3P software, and calibrated with laboratory results, provided additional data by simultaneously

varying both the degree of saturation and the mineral content of the tailings. Laboratory results showed that maintaining a degree of saturation higher than 90% delayed the onset of the critical time. Furthermore, an acidic pH was observed between 72 and 93 days in cells subjected to a degree of saturation below 90%. Numerical extrapolations showed the tailings' neutralization potential (NP) of the carbonates present in the tailings was the most determining parameter for prolonging the critical time. However, not all carbonates have the same effect on the critical time: ankerite alone was unable to maintain the pH value higher than 6, compared to calcite. Finally, a simple model to calculate the critical time was proposed.

The second part of this project aimed to evaluate the hydrological behavior at the surface of a filtered tailings storage facility over time. Based on field sampling conducted at the Éléonore mine site, along with meteorological data and volumetric water content monitoring at the surface of the stockpile, a numerical model was calibrated using SEEP/W. Coupled with CTRAN/W, this model enabled extrapolations to assess variations in degree of saturation and the oxygen flux, during both the deposition of tailings layers and an overexposure period, i.e., once deposition was done. A parametric analysis was conducted to evaluate whether the 90% saturation criterion could be maintained, and to determine the depth below which oxygen fluxes dropped below $0.14 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ (or $50 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{year}^{-1}$). This analysis considered deposition parameters (e.g., porosity, deposition rate) as well as the exposure climate. Results showed that the 90% saturation threshold was not a reliable criterion for delaying the onset of the tailings' critical time. However, the criterion based on oxygen flux allowed for the definition of an active oxidation depth at the surface of a stockpile, offering a tool to control AMD generation. Before reaching the critical time, a previously deposited tailings layer could be protected from oxidation once covered by a certain number of subsequent layer, as a function of the deposition parameters and the properties of the tailings.

The third part of this project aimed to identify and quantify risks that could lead to extended exposure of the tailings, exceeding their critical time. A qualitative risk analysis was conducted via a workshop with personnel from the LaRonde and Éléonore mines. Routine tailings management operations and events (e.g., production, breakdowns, climatic hazards) were considered as a low risk, whereas reclamation planning present the highest risk of tailings overexposure. It should be noted that the operational geotechnical constraints encountered during deposition were also identified as risky, depending on the deposition conditions at the sites. Then, a quantitative analysis

based on deposition simulations using production data was performed to estimate the variability in exposure durations of the tailings layers, as a function of various parameters such as the deposition area, the active oxidation depth, the dry density of the tailings, as well as external factors such as production shutdown. Results indicate that the “controllable” parameters, particularly the deposition area and the active oxidation depth, as well as exceptional events that may cause a temporary shutdown or a prolonged reduction in production, were the main sources of uncertainty regarding exposure durations, consequently increasing the risks of overexposure.

The results of this study constitute a first methodological approach aimed at planning and optimizing the deposition of reactive filtered tailings and to ensure their long-term geochemical stability. The design of tailings storage facility can be based on the estimation of the critical time and the active oxidation depth, but it must be adapted to the specific characteristics of each site. Furthermore, the determination of the critical time remains a central element for ensuring the geochemical stability of the tailings storage facility, and further studies are recommended to refine both the model and the proposed methodology. The proposed model to calculate the critical time is based on laboratory tests. It needs to be developed and confirmed by field tests and for other mineral contents. Also, mineralogical variability during tailings production could affect the critical time as the deposit advances. Finally, further work is needed on deposit optimization, in particular to account for the technical variability and constraints observed on site, which were not considered in this study.

This work contributes to the sustainable planning of reactive filtered tailings deposits, with concrete potential for optimizing industrial practices and reducing long-term environmental risks.

TABLE DES MATIÈRES

DEDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT	VIII
LISTE DES TABLEAUX.....	XVIII
LISTE DES FIGURES.....	XXI
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XXVI
LISTE DES ANNEXES.....	XXXIII
CHAPITRE 1 INTRODUCTION	1
1.1 Contexte et problématique	1
1.2 Frontière des connaissances	3
1.3 Hypothèse de recherche	4
1.4 Objectifs.....	4
1.5 Organisation de la thèse	5
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE.....	6
2.1 Production des rejets	6
2.1.1 Roches stériles	7
2.1.2 Résidus miniers.....	8
2.2 Gestion conventionnelle des résidus miniers	11
2.2.1 Dépôt des résidus et structures de confinement.....	11
2.2.2 Problématique de la gestion conventionnelle	12
2.3 Désaturation des résidus	15
2.3.1 Technologies	16

2.3.2	Résidus épaissis	18
2.3.3	Résidus en pâte	19
2.3.4	Résidus filtrés.....	19
2.4	Conception des parcs à résidus filtrés	23
2.4.1	Paramètres des grains solides.....	24
2.4.2	Paramètres hydrauliques	25
2.4.3	Importance de la compaction	25
2.4.4	Exposition des parcs à résidus filtrés	26
2.5	Transport de l'eau et de l'oxygène dans les résidus miniers	26
2.5.1	Écoulement en milieu saturé, $S_r = 100\%$	26
2.5.2	Écoulement en milieu non saturé, $S_r < 100\%$	28
2.5.3	Courbe de rétention d'eau	29
2.5.4	Fonction de perméabilité.....	31
2.5.5	Variation de l'indice des vides.....	32
2.5.6	Echange avec le milieu naturel	33
2.6	Drainage minier contaminé.....	37
2.6.1	Drainage minier acide	37
2.6.2	Neutralisation	39
2.6.3	Drainage neutre contaminé (DNC)	40
2.6.4	Cinétique de réaction	40
2.6.5	Transport de l'oxygène en milieu poreux réactif.....	43
2.6.6	Évaluation du potentiel de génération de DMA	45
2.7	Gestion des résidus filtrés et restauration progressive des parcs	47
2.8	Méthodes de restauration des parcs à résidus miniers	48

2.8.1	Couverture monocouche	49
2.8.2	Couverture de stockage et relargage	49
2.8.3	Géomembrane	50
2.8.4	Couverture isolante	51
2.8.5	Autres méthodes.....	51
2.9	Risques associés à la gestion des résidus filtrés.....	53
2.9.1	Analyse de risques	53
2.9.2	Variabilités opérationnelles	55
2.9.3	Modifications de la conception et travaux de restauration	56
2.9.4	Influence du climat et variabilités climatiques	56
2.10	Vision à long terme.....	58
CHAPITRE 3	MÉTHODOLOGIE	60
3.1	Objectif spécifique 1 (OS1) – Article 1	60
3.1.1	Contexte et besoin OS1	60
3.1.2	Déterminer le degré de saturation seuil de génération de DMA	61
3.1.3	Évaluation du temps critique par extrapolation numérique	65
3.2	Objectif spécifique 2 (OS2) – Article 2	65
3.2.1	Contexte et besoin OS2.....	65
3.2.2	Simuler numériquement l'évolution du degré de saturation des résidus déposés dans un parc à résidus	66
3.3	Objectif spécifique 3 (OS3) – Article 3	71
3.3.1	Contexte et besoin OS3.....	71
3.3.2	Atelier de travail avec les partenaires (article 3)	71
3.3.3	Quantification de la variation des temps d'expositions des résidus filtrés	72

CHAPITRE 4	ARTICLE 1 : PREDICTION OF THE ACID GENERATING CRITICAL TIME OF FILTERED TAILINGS AS A FUNCTION OF THE DEGREE OF SATURATION AND MINERAL CONTENT	73
4.1	Introduction.....	74
4.2	Materials and methods	76
4.2.1	Tailings properties	76
4.2.2	Laboratory kinetic tests.....	78
4.2.3	Numerical simulations	80
4.2.4	Calibration of numerical simulations.....	82
4.3	Results: Tailings oxidation and critical time	83
4.3.1	Experimental critical time.....	83
4.3.2	Simulated critical time	88
4.3.3	Effect of sulfide and carbonate contents	91
4.3.4	A new model to predict tailings' critical time	93
4.4	Practical implications for filtered tailings management	95
4.4.1	Effect of varying degrees of saturation	95
4.4.2	Depth effect.....	97
4.4.3	Model limitations and adaptations	97
4.5	Conclusion and final remarks	100
CHAPITRE 5	ARTICLE 2 : INFLUENCE OF CLIMATE AND DEPOSITION PARAMETERS ON ACID MINE DRAINAGE RISKS FROM FILTERED TAILINGS FACILITIES	103
5.1	Introduction.....	104
5.2	Material and methods.....	105
5.2.1	Site location and tailings stockpile management	105
5.2.2	Site visit and sampling	106

5.2.3	On site instrumentation	107
5.2.4	Numerical simulations	108
5.2.5	Calibration of numerical simulations	109
5.2.6	Parametric analysis	110
5.3	Results.....	112
5.3.1	Calibrations	112
5.3.2	Effect of design parameters	115
5.3.3	Baseline model.....	115
5.3.4	Effect of porosity	117
5.3.5	Thickness	118
5.3.6	Climate influence	120
5.4	Discussion	122
5.5	Conclusion	125
CHAPITRE 6 ARTICLE 3 : EXPOSURE TIME RISK ASSESSMENT FOR FILTERED TAILINGS FACILITIES GENERATING ACID MINE DRAINAGE		127
6.1	Introduction.....	128
6.2	Methodology	129
6.2.1	Qualitative assessment	130
6.2.2	Quantitative assessment	131
6.3	Qualitative assessment	132
6.3.1	General contamination risks	133
6.3.2	Critical time risks	134
6.3.3	Operational risks	136
6.3.4	Mitigation.....	138
6.4	Quantitative assessment	138

6.4.1	Baseline model.....	138
6.5	Influence of the design parameters	140
6.5.1	Area of the deposition.....	143
6.5.2	Minimum protective cover thickness.....	144
6.5.3	Thickness of deposition layers and deposition rate	144
6.5.4	Dry density of tailings.....	145
6.5.5	Punctual events associated with tailings production.....	146
6.6	Risk variation	147
6.7	Conclusion	148
CHAPITRE 7	SYNTHESE ET DISCUSSION GÉNÉRALE	151
7.1	Synthèse	151
7.2	Temps critique des résidus et génération de DMA	151
7.2.1	Validation des calibrations MIN3P – Article 1.....	152
7.2.2	Evaluation du temps critique	152
7.2.3	Limitations du modèle proposé.....	153
7.3	Exposition des résidus dans les parcs à résidus filtrés	155
7.3.1	Simulations complémentaires – Article 2	155
7.3.2	La profondeur active d’oxydation comme critère de stabilité géochimique.....	160
7.3.3	Variations de la profondeur active d’oxydation.....	161
7.3.4	Commentaires article 2	162
7.4	Risques pouvant mener au dépassement du temps critique	162
7.4.1	Identification des risques durant les opérations de dépôt	162
7.4.2	Variation du temps d’exposition des résidus en fonction des fluctuations de production.....	163
7.4.3	Commentaires article 3	164

7.5 Proposition de méthodologie pour la planification du dépôt des résidus filtrés, générateurs de DMA.....	166
CHAPITRE 8 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS.....	168
8.1 Conclusion	168
8.2 Originalité du travail et recommandations.....	169
RÉFÉRENCES.....	172
ANNEXES	196

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 Comparaison de la granulométrie de résidus miniers à la sortie du concentrateur	9
Tableau 2.2 Exemples de densités relatives des grains solides de différents résidus, en fonction du type de minerai extrait.....	10
Tableau 2.3 Exemples de rupture de digues et conséquences.....	14
Tableau 2.4 Paramètres des résidus densifiés	16
Tableau 2.5 Exemple de mines utilisant les résidus filtrés	20
Tableau 2.6 Caractéristiques des résidus filtrés produits	21
Tableau 2.7 Facteur de sécurité moyen	24
Tableau 2.8 Méthodes de restauration et de prévention de génération du DMA.....	49
Tableau 2.9 Estimations des probabilités dans l'AAE et description verbale des probabilités.....	55
Tableau 2.10 Comparatif des coûts de gestion (AU\$/tonne de résidus) en fonction du type de résidus.....	58
Tableau 2.11 Comparatif des coûts de fin d'exploitation	59
Tableau 3.1 Paramètres des cellules de la première phase.....	63
Tableau 3.2 Paramètres des cellules de la deuxième phase	64
Tableau 3.3 Paramètres utilisés pour l'analyse paramétrique	70
Table 4.1 Initial mineralogical composition (in wt.%) of T1 and T2 tailings. Nd: Not detected .	78
Table 4.2 Experimental tests A performed at the laboratory with constant degree of saturation .	79
Table 4.3 Experimental tests B and C performed at the laboratory, with T1 tailings, for various degree of saturation with time.....	79
Table 4.4 Mineral reactions and equilibrium constants (Kim), from MIN3P databases. (am): amorphous; (aq): aqueous	82
Table 4.5 Calibrated effective rate constants (k_{eff} ; mol L ⁻³ bulk s ⁻¹) for T1 and T2 tailings	83

Table 4.6 Comparison between measured and simulated total C% (wt.%) at day 0 and at day 160 for each test. The simulated values were calculated based on XRD analysis.....	89
Table 4.7 Observed critical time during laboratory tests C alternating saturated / unsaturated states of exposed tailings.....	96
Table 4.8 Comparison of critical time observations	98
Table 5.1 In-situ tailings properties.....	106
Table 5.2 Summary of the different years used in numerical simulations.....	110
Table 5.3 Description of simulations performed with parameter variations.....	112
Table 5.4 Mean absolute errors of the calibrations, converted into degrees of saturation for each probe.....	113
Table 5.5 Daily simulated oxygen flux ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) at the surface of each deposited layer as a function of the number of additional layers. Results are shown related to the deposition cycle of 14 days. Fluxes exceeding the threshold of $0.14 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ are shaded.	116
Table 5.6 Main results obtained from the numerical simulations	123
Table 6.1 Identification of source, pathway and receiving environment leading to potential AMD generation from filtered tailings operations.	134
Table 6.2 Description of models performed with parameter variations.....	141
Table 6.3 Main gamma law parameters as a function of deposition area	142
Tableau A.1 Résultats de pH et de concentrations dans les lixiviats pour chaque cellule de laboratoire de la première phase.....	198
Tableau A.2 Résultats de pH et de concentrations dans les lixiviats pour chaque cellule de laboratoire de la deuxième phase	202
Tableau B.1 Flux d'oxygène simulé ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) à l'avancement du dépôt pour le cas de base ...	247
Tableau B.2 Flux d'oxygène simulé ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) à l'avancement du dépôt pour $n = 0,45$	248
Tableau B.3 Flux d'oxygène simulé ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) à l'avancement du dépôt pour $n = 0,38$	249

Tableau B.4 Flux d'oxygène simulé ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) à l'avancement du dépôt pour un dépôt de 0,60 m / 17 jours.....	250
Tableau B.5 Flux d'oxygène simulé ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) à l'avancement du dépôt pour un dépôt de 0,30 m / 9 jours.....	251
Tableau B.6 Flux d'oxygène simulé ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) à l'avancement du dépôt pour le climat <i>Af</i>	253
Tableau B.7 Flux d'oxygène simulé ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) à l'avancement du dépôt pour le climat <i>BSk</i>	254
Tableau B.8 Flux d'oxygène simulé ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) à l'avancement du dépôt pour le climat <i>Csa</i>	255
Tableau B.9 Flux d'oxygène simulé ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) à l'avancement du dépôt pour le climat <i>Cfb</i>	256
Tableau B.10 Flux d'oxygène simulé ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) à l'avancement du dépôt pour le climat <i>Dsc</i> ..	257
Tableau B.11 Flux d'oxygène simulé ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) à l'avancement du dépôt pour $Kr = 10\,000\text{ an}^{-1}$	258
Tableau B.12 Flux d'oxygène simulé ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) à l'avancement du dépôt pour $Kr = 100\text{ an}^{-1}$.	259
Tableau B.13 Flux d'oxygène simulé ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) à l'avancement du dépôt pour $Kr = 10\text{ an}^{-1}$...	260
Tableau C.1 Critères de classification du risque environnemental, selon la méthode MIFO	262

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 Coupe transversale d'une zone minéralisée.....	7
Figure 2.2 Coupe transversale illustrant l'extraction des roches stériles pour une mine à ciel ouvert (a) et souterraine (b)	7
Figure 2.3 Exemples de courbes granulométriques de résidus	10
Figure 2.4 Méthodes conventionnelles de construction des digues de parcs à résidus en pulpe ..	12
Figure 2.5 Nombre annuel de ruptures de parcs à résidus recensées depuis 1915.....	13
Figure 2.6 Éléments dans une analyse par arbre d'évènements	54
Figure 3.1 Cellules utilisées au laboratoire de Polytechnique. Photo réalisée à la fin du montage de la première phase d'essais et au début du premier cycle de rinçage	64
Figure 3.2 Emplacement des échantillonnages, des mesures de k_{sat} et des stations de mesures sur le parc à résidus filtrés de la mine Éléonore. Photo aérienne prise à l'été 2022.....	67
Figure 3.3 Localisation des station de mesures sur la phase 1 du parc Éléonore (a) et disposition des sondes de teneurs en eau volumique Meter GS3 dans le parcs (b).....	68
Figure 3.4 Matrice de risques 5 x 5 pour une analyse qualitative	72
Figure 4.1 Kinetic test setup and (b) example of a cell installed in the laboratory on its support. A total of 13 cells were used to evaluate the effect of the degree of saturation on the critical time of T1 and T2 tailings	80
Figure 4.2 Measured (dots) and simulated (lines) pH for (a) T1-79%, (b) T1-83%-1 (circle-line) and T1-83%-2 (triangle-dash), (c) T1-94%-1 (circle-line) and T1 94%-2 (triangle-dash), and (d) T2-84%-1 (circle-line) and T2-84%-2 (triangle-dash)	86
Figure 4.3 Measured sulfate (left), calcium (right) concentration for T1 tailings (a to f) and T2 tailings (g and h) for various degrees of saturations. Duplicates (Tests 1 and 2) are presented in the same figures as triangles and circles	87
Figure 4.4 Measured (dots) and simulated (lines) cumulative SO ₄ (left), Ca (right) loads for T1 tailings (a to f) and T2 tailings (g and h) for various degrees of saturations. Duplicates are presented in the same figures	90

- Figure 4.5 Numerical evaluation of critical time as a function of the degree of saturation and for various NNP and similar to T1 tailings (a). Critical time observed at the laboratory (T1-79% and T1-83% cells) and extrapolated (T1-94%) are plotted on the line corresponding to the T1 tailings (NP = 11 kg CaCO₃ eq/t and AP = 339 kg CaCO₃ eq/t) 92
- Figure 4.6 Numerical evaluation of critical time for different mineral contents for Sr < 90%. Critical time is presented as function of AP (constant NP) or NP (constant AP). NP value mainly governs delay before AMD generation 93
- Figure 4.7 Comparison between simulated (line) and calculated with equation 2 (dots) critical times as a function of NP, for Sr < 90%. Calculations are presented using random values of NP and NNP, considering a range of NNP value between -328 and -125 (a), -125 and -50 (b) and -50 and -25 (c) kg CaCO₃ eq/t 95
- Figure 5.1 Location of monitoring stations (a) and Meter GS3 volumetric water content probes (b) inside the tailings stockpile, measuring volumetric water content..... 107
- Figure 5.2 Numerical model diagram in SEEP/W. Model starts in steady state for the 5m base tailings. Then, under transient conditions, deposition of the tailings layers occurs with 14-day cycles. At the end of deposition, the tailings are subjected to overexposure. 109
- Figure 5.3 Measured (N3 station; solid lines) and simulated (dotted lines) degree of saturation for a porosity of 0.42 (baseline model) compared to precipitation (grey bars) for probes at (a) 0.2 m depth, (b) 0.6 m depth, (c) 1.5 m depth. Results for probes at 0.4 and 1.0 m depth are not shown here..... 114
- Figure 5.4 Numerical evaluation of degree of saturation variation as function of layer deposition. Tailings porosity is n = 0.45 (a), n = 0.42 (b) and n = 0.38 (c). The average degree of saturation increases as porosity decreases (d). Results are shown on the surface of each deposited layer (0.50 m thick). 117
- Figure 5.5 Numerical evaluation of oxygen flux variation as function of tailings during the over exposure. Oxygen fluxes are compared with the threshold of 0.14 g.m⁻².d⁻¹ (grey line).... 118
- Figure 5.6 Numerical evaluation of degree of saturation variation as function of layer thickness 0.6 m (a), 0.3 m (b)..... 119

Figure 5.7 Numerical evaluation of oxygen flux variation as function of layer thicknesses during the over exposure. Oxygen fluxes are compared with the threshold of $0.14 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ (grey line). Curves are overlaid.....	120
Figure 5.8 Numerical evaluation of degree of saturation variation as function of Af (a) and BSk (b) climates.....	122
Figure 5.9 Numerical evaluation of oxygen flux variation as function of climate during the over exposure. Oxygen fluxes are compared with the threshold of $0.14 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ (grey vertical line)	122
Figure 6.1 Qualitative 5 x 5 risk matrix with category description.....	130
Figure 6.2 Cross-section of the 3D model with constant (a) and variable (b) tailings production as deposition progresses. Variability in tailings production results in a time lag in the deposition of tailings layers	131
Figure 6.3 Abacus based on the critical time prediction model (equation 1) for a stockpile exposed to D-type climate. Below a critical time of 100 days, the risk of AMD generation on the surface of the stockpile high. Calculated critical times for LaRonde tailings are shown, considering NP from carbonates (LR1) and NP from only calcite (LR2)	135
Figure 6.4 Operational risk matrix for the deposition of filtered tailings generating AMD: High consequences (5) result in significant delays, whereas low consequences lead to minor delays	137
Figure 6.5 Histogram of tailings production between January 2015 and December 2021 and associated probability density following a normal distribution ($\mu = 100\,288 \text{ t}$; $\sigma = 27\,443 \text{ t}$). $1 \text{ t} = 1000 \text{ kg}$	139
Figure 6.6 Exposure time for the baseline model (histogram) and associated probability density following a gamma distribution ($n = 780$ observed exposure time values; $\mu = 75.03$; $\sigma = 11.44$; $k = 42.98$; $\theta = 1.75$)	140
Figure 6.7 Cumulative distribution (a) and probability density (b) function of tailings exposure time as a function of deposition surface. The vertical grey line indicates LR2 tailings' critical time	143

- Figure 6.8 Cumulative distribution (a) and probability density (b) functions of tailings exposure time as a function of a minimum of cover thickness to reduce the oxygen flux below the threshold of $0.14 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. The vertical grey line indicates LR2 tailings' critical time 144
- Figure 6.9 Cumulative density (a) and probability density (b) functions of tailings exposure time as function of different deposition rates (layer thickness and cycle). The vertical grey line indicates LR2 tailings' critical time 145
- Figure 6.10 Cumulative distribution (a) and probability density (b) function of tailings exposure time as a function of dry density. The vertical grey line indicates LR2 tailings' critical time 146
- Figure 6.11 Cumulative distribution (a) and probability density (b) function of tailings exposure time as a function of events that could reduce tailings production. The vertical grey line indicates the critical exposure time calculated for LR2 tailings 147
- Figure 7.1 Valeurs de pH mesurées (points) et simulées (ligne) pour les cellules à saturation décroissante B1 et B2. 152
- Figure 7.2 Évaluation numérique de la variation des flux d'oxygènes en fonction du coefficient du taux de réaction des résidus (a) et comparaison des flux simulés par rapport au modèle de base (b), durant le dépôt des résidus. 156
- Figure 7.3 Évaluation numérique de la variation des flux d'oxygènes en fonction du coefficient du taux de réaction des résidus durant la surexposition des résidus. Les flux d'oxygènes sont comparés avec le seuil de $0.14 \text{ g.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ (ligne vertical grise). 156
- Figure 7.4 Évaluation numérique du degré de saturation en fonction des climats Csa (a), Cfb et Dsc (c). Les degrés de saturation moyens des différentes couches en fonction du climat étudié (d) 159
- Figure 7.5 Évaluation numérique de la variation des flux d'oxygènes en fonction des climats tempérés et du climat continental Dsc. Les flux d'oxygènes sont comparés avec le seuil de $0.14 \text{ g.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ (ligne vertical grise) 159
- Figure 7.6 Abaque basé sur le modèle de prédiction du temps critique modifié (article 3) 165
- Figure 7.7 Méthodologie de conception d'un parc à résidus filtrés générant du DMA. 167

Figure A.1 Courbes granulométriques des résidus LaRonde et LZ5 mesurées au laboratoire ...	196
Figure A.2 Courbes de rétention d'eau des résidus LaRonde et LZ5, à partir des mesures de laboratoire et du modèle de van Genuchten (1980)	197
Figure A.3 Courbes en 3 dimensions représentant le temps critique en fonction du potentiel neutralisant (NP ; kg CaCO ₃ eq/t) et du degré de saturation.....	243
Figure B.1 Degrés de saturation mesuré (station N3; ligne) et simulé (pointillés) pour une porosité de 0,42 (modèle de base) comparés aux précipitations (histogrammes) pour les sondes à 0.4 m (a) et 1.0 m –(b) depuis la surface du PAR	244
Figure B.2 Comparaison des courbes de rétention d'eau et des paramètres d'ajustements obtenus au laboratoire et pour la calibration	245

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

A	Inverse de l'humidité relative à la surface de sol [-]
A _s	Surface du filtre [L ²]
AAE	Analyse par arbre d'évènements
AE	Taux d'évaporation actuelle [L.T ⁻¹]
AEV	Pression d'entrée d'air [L]
AMD	« <i>Acid mine drainage</i> »
AP	« <i>Acidification potential</i> »
a _c	Coefficient d'adhésion (modèle MK) [-]
BC	Couche de barrière capillaire dans la couverture stockage-et-relargage
b	Épaisseur de la couche de stockage dans la couverture <i>store-and-release</i>
C	Constante liée à la tortuosité des pores (KCM) [-]
C _{O2}	Concentration en oxygène
C _P	Pourcentage massique de pyrite dans le sol sec [-]
C _s	Teneur en solide par masse (masse de solide / masse totale) [-]
C _t	Temps critique (« <i>Critical time</i> »)
CAPEX	Estimation du coût en capital (initiation du projet)
CCNP	« <i>Corrected carbonate NP</i> »
CRE	Courbe de rétention d'eau
CRV	Courbe de retrait volumique
CSM	Capacité de stockage maximale
CSP ²	Center for Science in Public Participation
C _U	Coefficient d'uniformité (D ₆₀ / D ₁₀) [-]
c'	Cohésion effective [L]

D	Drainage [L.T ⁻¹]
D* :	Coefficient de diffusion apparent, où $D_e = \theta_{eq} \times D^*$ (m ² .s ⁻¹)
D ₁₀	Diamètre équivalent à 10% du passant sur la courbe granulométrique cumulée [L]
D ₆₀	Diamètre équivalent à 60% du passant sur la courbe granulométrique cumulée [L]
D _a ⁰	Coefficient de diffusion de l'oxygène à l'air libre $\approx 2.0 \times 10^{-5}$ m ² .s ⁻¹ à 20°C
D _w ⁰	Coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau $\approx 2.2 \times 10^{-9}$ m ² .s ⁻¹ à 20°C
D _e	Coefficient de diffusion effectif de l'oxygène (m ² .s ⁻¹)
D _f	Profondeur du front de mouillage [L]
D _H	Diamètre équivalent [L]
DMA	Drainage minier acide
DNC	Drainage neutre contaminé
DRX	Diffraction par rayon-X
d	Diamètre des pores [L]
E	Évaporation [L.T ⁻¹]
E _a	Flux énergétique effectif du vent ou aridité (W.m ⁻²)
e	Indice des vides [-]
e _a	Indice des vides à l'AEV [-]
e ₀	Indice des vides à dépôt [-]
e _{min}	Indice des vides minimum [-]
e _{max}	Indice des vides maximum [-]
e _L	indice des vides à la limite de liquidité [-]
e _s	Indice des vides correspondant à la limite de retrait [-]
GES	Gaz à effet de serre
GM	Géomembrane

G_s	Densité relative des grains solides (« <i>Specific Gravity</i> »)
g	Accélération gravitationnelle [$L.T^{-2}$]
H	Constante de Henry
H_w	Hauteur d'eau au-dessus de la couche de matériau (m)
h	Charge hydraulique [L]
h_c	Remontée capillaire [L]
h_{co}	Remontée capillaire équivalente [L]
I	Infiltration cumulée par unité de surface ($m^3.m^{-2}$) en fonction du temps t (s)
ICOLD	International Commission on Large Dams
INRP	Inventaire national des rejets de polluant
IP	Indice de plasticité [-]
I_D	Indice de compacité [-]
i_w	Gradient hydraulique [-]
K	Résistance de la filtration [-]
K'	Réactivité intrinsèque de la pyrite pure avec l'oxygène [$L^3(O_2).L^{-2}(pyrite).T^{-1}$]
K_r	Coefficient du taux de réaction d'un minéral avec l'oxygène [T^{-1}]
k	Paramètre de forme de la loi Gamma
k_w	Conductivité hydraulique [$L.T^{-1}$]
k_f	Conductivité hydraulique de la zone de mouillage [$L.T^{-1}$]
k_r	Conductivité hydraulique relative [-]
k_{sat}	Conductivité hydraulique à saturation [$L.T^{-1}$]
k_u	Fonction de perméabilité [-]
L	Épaisseur du gâteau de filtre [L]
LL	Limite de liquidité [-]

LP	Limite de plasticité [-]
LQE	Loi sur la qualité de l'environnement
MELCCFP	Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs
MRNF	Ministère des Ressources Naturelles et des Forêts
m	Coefficient de distribution de la taille des pores (Modèle MK) [-]
m _{vg}	Paramètre d'ajustement du modèle de van Genuchten (1980) [-]
NP	« <i>Neutralization potential</i> » [kg CaCO ₃ eq/t]
NNP	« <i>Net neutralization potential</i> » [kg CaCO ₃ eq/t]
NPC	Coût actuel net
n	Porosité [-]
n _e	Porosité effective [-]
n _{vg}	Paramètre d'ajustement du modèle de van Genuchten (1980) [L ⁻¹]
OPEX	Estimation du coût durant l'opération (phase d'extraction)
OS1	Objectif spécifique 1
OS2	Objectif spécifique 2
OS3	Objectif spécifique 3
P	Précipitations [L.T ⁻¹]
PA	Potentiel d'acidification [kg CaCO ₃ eq/t]
PE	Taux d'évaporation potentielle [L.T ⁻¹]
PN	Potentiel neutralisation [kg CaCO ₃ eq/t]
PIB	Produit intérieur brut
P _a	Paramètre relié à la tortuosité dans la phase gazeuse
P _w	Paramètre relié à la tortuosité dans la phase liquide
P _m	Teneur en solides tenant compte de la densité relative des grains solides [-]

Q	Capacité du filtre [$M.L^2.T^{-1}$]
q_w	Vitesse de Darcy [$L.T^{-1}$]
R	Constante des gaz parfaits [-]
R_n	Bilan énergétique de surface ou énergie radiante nette en termes de flux d'eau ($W.m^{-2}$)
R_u	Ruissellement [$L.T^{-1}$]
RC	Remontées depuis la nappe phréatique [$L.T^{-1}$]
RH_a	Humidité relative de l'air [-]
S_a	Degré de saturation par adhésion [-]
S_c	Degré de saturation par capillarité [-]
S_r	Degré de saturation [-]
$S_{r,c}$	Degré de saturation critique [-]
ST	Couche de stockage de la couverture stockage-et-relargage (« <i>store-and-release</i> »)
T	Température (°C ou K)
TSF	« <i>Tailings storage facility</i> »
t_i	Position du front de mouillage au temps i [-]
USCS	Unified Soil Classification System
u_a	Pression d'air dans les pores [$M.L^{-1}.T^{-2}$]
u_a-u_w	Succion matricielle [$M.L^{-1}.T^{-2}$ ou L]
u_w	Pression d'eau dans les pores [$M.L^{-1}.T^{-2}$]
u_x	Pression relative en un point x, équation de Bernoulli [$M.L^{-1}.T^{-2}$]
V_a	Volume de gaz [L^3]
v_r	Vitesse réelle moyenne de l'eau [$L.T^{-1}$]
V_T	Volume total [L^3]
V_w	Volume d'eau [L^3]

v_x	Vitesse de l'eau au point x, équation de Bernoulli [L.T ⁻¹]
W	Poids moléculaire de l'eau (kg.mol ⁻¹)
w	Teneur en eau massique [-]
w_r	Teneur en eau massique résiduelle [-]
w_{sat}	Teneur en eau massique à saturation ($S_r = 1$) [-]
x	Constante liée à la tortuosité des pores (KCM) [-]
ZFP	Plan de flux nul (« <i>Zero Flux Plane</i> »)
z_x	Élévation d'un point x, équation de Bernoulli [L]
α	Paramètre de la fonction $e = f(\psi)$ [-]
α_{vg}	Paramètre d'ajustement du modèle de van Genuchten (1980) [L ⁻¹]
β	Paramètre de la fonction $e = f(\psi)$ [-]
β_w	Angle de contact solide / liquide en phase de mouillage [-]
Γ	Pente de la courbe de pression de vapeur saturante, en fonction de la température de l'air (kPa. °C ⁻¹)
γ	Poids volumique [M.L ⁻² .T ⁻²]
γ_d	Poids volumique sec [M.L ⁻² .T ⁻²]
γ_{sat}	Poids volumique du sol à saturation [M.L ⁻² .T ⁻²]
γ_w	Poids volumique de l'eau [M.L ⁻² .T ⁻²]
$\Delta\theta_w$	Variation de la teneur en eau dans le milieu [-]
ΔB	Eau assimilée par la biomasse [L.T ⁻¹]
Δp	Pression différentielle [-]
φ'	Angle de frottement interne [-]
θ	Paramètre de la loi Gamma [-]
θ_a	Teneur en air volumique [-]
θ_e	Teneur en eau réduite [-]

θ_{eq}	Teneur en air équivalente [-]
$\theta_{i,f}$	Teneur en eau volumique initiale (i) et finale (f) [-]
θ_w	Teneur en eau volumique [-]
θ_r	Teneur en eau volumique résiduelle [-]
θ_s	Teneur en eau volumique à saturation [-]
μ	Moyenne des résultats obtenus avec la loi Gamma (jours)
μ_w	Viscosité de l'eau (10^{-3} Pa.s à 20°C)
v	Constante psychrométrique (kPa.°C ⁻¹)
σ	Écarts-type des résultats obtenus avec la loi Gamma (jours)
σ'	Contrainte effective dans les sols [-]
χ	Paramètre de la contrainte effective (sol non saturé) [-]
ψ	Succion [L]
ψ_0	Succion à l'état sec ($\psi_0 = 10^7$ cm) [L]
ψ_a	Succion à l'AEV [L]
ψ_{es}	Succion à la limite de retrait [L]
ψ_f	Succion du front de mouillage [L]
ψ_m	Charge de succion matricielle [L]
ψ_n	Paramètre de normalisation ($\psi_n = 1$ cm usuellement) [L]
ψ_r	Succion résiduelle [L]

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A Compléments article 1	196
ANNEXE B Compléments article 2.....	244
ANNEXE C Compléments article 3.....	261

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Contexte et problématique

L'exploitation minière répond à une demande croissante en matériaux dans le contexte du développement technologique et de la transition énergétique. Entre 2007 et 2018, les investissements miniers étrangers ont augmenté de 25,5 milliards à 80 milliards \$ CA (Marshall, 2019). Les besoins en matériaux devraient entraîner une augmentation de la demande pour 2028 de 1 237% pour le nickel, 256% pour le cobalt, 575% pour le lithium et 530% pour le graphite (Marshall, 2019). Le *Rapport sur la performance du secteur minier 2011-2020* indique que l'industrie minière est un des principaux secteurs de l'économie canadienne, avec 70 milliards de \$CA, soit 3,4% du produit intérieur brut canadien total en 2020 (Ressources Naturelles Canada, 2022). En 2018, il y avait 1 060 installations minières au Canada, dont 63 métalliques, et générant environ 409 000 emplois directs et 217 000 indirects, représentant 5% de produit intérieur brut (Marshall, 2019). Au Québec, à l'automne 2024, le Ministère des Ressources Naturelles et de des Forêts (MRNF) a répertorié 18 mines actives (dont 17 métalliques), 4 en maintenance et 50 en projets (dont 39 métalliques) et il y avait plus de 800 projets d'exploration minière (MRNF, 2024a). Les principales substances métalliques exploitées ou en projet sont le fer, l'or et le nickel.

Les impacts des opérations minières sont importants sur la biodiversité, la pollution des sols et des eaux, mais aussi sur les communautés locales (Aubertin, Bussière, Bernier, et al., 2002). Les défis environnementaux et sociaux sont grandissants à mesure que la quantité de roche extraite augmente. L'acceptabilité sociale est devenue un enjeu important pour l'industrie et la mise en œuvre de bonnes pratiques tend à se développer le plus en amont possible (Leblanc, 2019). De plus, les investissements sont également régulés par des standards comme ceux de la Société Financière Internationale (SFI), de la Banque Mondiale ou encore Exportations et Développement Canada. Au Québec, la Loi sur les mines ainsi que le règlement sur les substances minérales autres que pétrole, gaz naturel et saumure contiennent des obligations pour les entreprises vis-à-vis des impacts de leurs activités sur les terrains. L'attribution d'un bail minier nécessite la délivrance d'une autorisation ministérielle prévue dans la Loi sur la qualité de l'environnement (LQE) et la préparation d'un plan de réaménagement et de restauration, approuvé par le MRNF. De plus, les

travaux de restauration sont assurés par un dépôt de garantie financière à verser au début de l'exploitation.

L'extraction de minerai engendre la génération d'une quantité de rejets plus importante que toute autre activité humaine (Aubertin et al., 2011a). Ces rejets couvraient près de 13 000 hectares au Québec, au début du siècle (Aubertin, Bussière, Bernier, et al., 2002) et sont susceptibles d'impacter l'environnement durant des centaines d'années, même après l'arrêt de l'exploitation. Les résidus miniers, issus des rejets de concentrateurs, sont déposés de manière conventionnelle sous forme de pulpe à des teneurs en eau massiques élevées (souvent supérieures à 100%), dans des parcs ceinturés par des digues (Simms, 2017; Vick, 1990). Cependant, des instabilités géotechniques peuvent se développer au sein de ces structures de confinement, entraînant des ruptures partielles ou totales, avec des conséquences environnementales, humaines et économiques potentiellement catastrophiques (Burritt & Christ, 2018; Morgenstern et al., 2015; Strachan & Goodwin, 2015; Thompson et al., 2020). De plus, l'intégrité des parcs à résidus risque d'être impactée par les changements climatiques (Chryss et al., 2012; Roche et al., 2017; Vardon, 2015). Les techniques de désaturation, notamment la filtration, sont des alternatives au dépôt conventionnel et consistent à réduire la teneur en eau des résidus au moment de leur dépôt. L'utilisation des résidus filtrés est de plus en plus encouragée (Williams, 2021) puisque ces matériaux présentent des propriétés géotechniques favorables, notamment une résistance au cisaillement supérieure aux autres types de résidus, réduisant les besoins de structure de confinement (Lara et al., 2013; Rodari Gutierrez & Oldecop, 2021; Wang et al., 2014). Les résidus filtrés sont généralement déposés à un degré de saturation (S_r) compris entre 60% et 80% pour faciliter les travaux sur site et la restauration progressive pour prévenir les impacts environnementaux à court et à long terme (Davies, 2011).

Cependant, l'exposition prolongée des résidus filtrés à l'atmosphère risque d'affecter la stabilité géochimique des parcs (Furnell et al., 2022). L'état désaturé favorise l'oxydation des résidus, pouvant générer du drainage minier acide (DMA) (Simms, 2017). Le DMA se caractérise par l'oxydation de minéraux sulfureux en contact avec l'eau et l'oxygène (Nordstrom et al., 2015), générant un lixiviat avec un pH faible (< 5), une augmentation de la concentration en sulfate et en métaux dissous, par exemple cuivre, zinc, nickel, fer ou plomb (Blowes et al., 1991). Le DMA est un des plus grands défis de l'industrie minière (Sinding, 1999) puisque la présence de sulfures est fréquente dans les résidus (Lindsay et al., 2015). Les cinétiques de réactions sont liées aux

caractéristiques des résidus, comme la minéralogie, et aux mécanismes impliqués, par exemple les échanges avec le milieu (Hoffmann et al., 1981; Price, 2009; Rodari Gutierrez & Oldecop, 2021). La technique des résidus filtrés est encore peu répandue au Québec et au Canada, notamment à cause des risques de génération de DMA liés aux incertitudes de l'exposition des résidus dans les climats tempérés.

1.2 Frontière des connaissances

Les parcs à résidus filtrés présentent une stabilité géotechnique supérieure à celle des parcs à résidus en pulpe, et leur adoption permet de réduire les risques hydrogéotechniques à court terme liés à la présence d'eau. En effet, selon le registre du Center for Science in Public Participation (CSP² ; avril 2025), 72% des ruptures de digues et des accidents liés aux parcs à résidus sont survenus durant la phase d'exploitation des mines. Toutefois, les incertitudes dans la gestion (coûts élevés, difficultés technologiques) sont perçues comme des risques par rapport à la gestion conventionnelle et découragent l'innovation (Williams, 2021). De plus, les risques de génération d'acide liés à l'exposition de résidus réactifs non saturés limitent l'étendue de l'application de la technique (Simms, 2021).

Les résidus épaissis et en pâte ont été étudiés quant à leur comportement, leur optimisation lors du dépôt, ou encore l'évolution de leurs caractéristiques sous l'effet des conditions climatiques (Deschamps et al., 2008; Lopes et al., 2015; Martin, 2018; Raposo et al., 2014; Simms et al., 2007). En ce qui concerne les résidus filtrés, différents travaux ont étudié leur comportement hydrogéologique au laboratoire et sur site (Amoah et al., 2018; Chai-Onn, 2023; Nzame Ayang, 2021; Oldecop et al., 2017; Rodari Gutierrez & Oldecop, 2021) mais le comportement géochimique est encore peu abordé dans la littérature (Furnell et al., 2022).

Renvoyer les résidus sulfureux en remblais souterrains est une solution (Cacciuttolo & Marinovic, 2023; Poirier et al., 2021) mais l'étude du comportement hydrogéochimique des résidus réactifs entreposés en surface, en interaction avec le climat, est nécessaire (Furnell et al., 2022). La notion de temps critique est récemment apparue (« *critical time* », aussi appelé « *lag time* »), faisant référence au temps d'exposition des résidus filtrés avant que ceux-ci ne commencent à générer du DMA, c'est à dire un pH inférieur à 6. Des essais de laboratoires ainsi que des simulations numériques de transport réactif ont évalué l'effet du degré de saturation et de la minéralogie le comportement géochimique (Nzame Ayang, 2021; Sako & Pabst, 2023a, 2023b). Également, des

tests de consommation d'oxygène en laboratoire ont évalué les flux d'oxygène pour des résidus filtrés (Surette, 2024; Surette et al., 2023), mais le dépôt de couches successives ou encore les conditions climatiques n'ont pas été intégrées.

Ce projet de recherche fait partie d'un projet plus vaste, visant à étendre l'utilisation des résidus filtrés en assurant la stabilité géochimique des parcs à résidus générateurs de DMA. À l'heure actuelle, l'utilisation des résidus filtrés réactifs s'effectue principalement dans des climats arides et nordiques ou à partir de résidus filtrés non générateurs d'acide. En effet, les résidus sont davantage exposés à l'oxydation dans les climats tempérés. Toutefois, le dépôt des résidus sous forme filtrée présenterait de nombreux avantages pour les sites miniers situés dans des climats tempérés, comme dans le sud du Québec (entre le 46^{ème} et le 50^{ème} parallèle). L'utilisation de résidus filtrés pourrait améliorer l'acceptabilité sociale des mines situées à proximité de zones densément peuplées, en réduisant l'emprise au sol des parcs à résidus ou encore en favorisant la recirculation de l'eau. De plus, les risques géotechniques et environnementaux seraient réduits, grâce à l'amélioration des propriétés géotechniques ou encore la possibilité de restaurer le site à l'avancement.

1.3 Hypothèse de recherche

La cinétique du DMA pouvant prendre un certain temps avant que le pH de l'eau devienne acide, on fait l'hypothèse qu'une gestion adaptée des résidus durant le dépôt, jusqu'à la mise en place des travaux de restauration des parcs à résidus filtrés réactifs permettra d'assurer la stabilité géochimique des aires d'entreposages exposées. Cette étude consiste donc à développer des approches de gestion des résidus filtrés pour prévenir la génération de DMA à la source, en fonction des conditions climatiques et opérationnelles. La planification du dépôt des résidus et l'identification des risques faciliteront les opérations sur site, en respectant l'approche de conception pour la fermeture ou "*Designing for Closure*" (Aubertin et al., 2016).

Une conception adaptée du parc à résidus, combinée à une planification adéquate du dépôt des résidus, permettrait de minimiser les risques de génération de DMA dans un parc à résidus filtrés réactifs, notamment en tenant compte du temps d'exposition des résidus.

1.4 Objectifs

L'objectif général de ce projet de recherche est de proposer une méthodologie de gestion intégrée des résidus filtrés générateur de DMA, pour assurer la stabilité géochimique des aires

d'entreposage. Des essais de laboratoire, des simulations numériques ainsi que de l'échantillonnage et des visites sur le terrain ont été effectués. Les objectifs spécifiques suivants ont permis de mener à bien ce projet de recherche doctoral :

- Déterminer l'effet du degré de saturation et l'effet de la minéralogie sur la génération de DMA en fonction du temps d'exposition des résidus réactifs.
- Déterminer l'évolution du degré de saturation et des flux d'oxygène à la surface de l'aire d'entreposage en fonction des paramètres de dépôt des résidus et du climat d'exposition.
- Identifier et quantifier les risques d'exposition prolongée associés aux opérations, à la gestion et à la restauration des parcs à résidus filtrés afin de garantir le contrôle de la génération de DMA.

1.5 Organisation de la thèse

À la suite de ce chapitre 1 introduisant le contexte de ce travail, le chapitre 2 présente une revue de littérature associée aux résidus miniers à roches dures, débutant par leur production et leurs caractéristiques. Par la suite, la méthode de gestion conventionnelle est présentée en abordant les problématiques associées. Les différentes techniques de désaturation des résidus sont ensuite présentées, suivi des principales caractéristiques de conception des parcs à résidus filtrés, avec notamment leur exposition à l'atmosphère. L'interaction des résidus avec l'atmosphère (eau/air), ainsi que la géochimie et les cinétiques du DMA sont développées, suivi de la présentation de différentes méthodes de gestion des résidus filtrés et des techniques de restauration des parcs à résidus miniers. Enfin, ce chapitre se termine par la vision à long terme de la gestion des résidus filtrés. Au chapitre 3, la méthodologie employée est présentée pour mener à bien les 3 objectifs spécifiques associés. Cette thèse étant une thèse par article, les chapitres 4, 5 et 6 présentent les trois articles de recherches réalisés dans le cadre de ce travail et soumis à différentes revues scientifiques. Chaque article correspond à un objectif spécifique. Le chapitre 7 est composé d'une synthèse, d'une discussion générale et des limites associées aux des résultats obtenus. Les besoins supplémentaires en recherches y sont aussi mentionnés. Enfin, la thèse se termine avec une conclusion au chapitre 8 indiquant les contributions de ce travail. Des informations et données complémentaires sont introduites dans les annexes.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

Les rejets miniers proviennent des matières extraites lors des opérations et sont considérés non valorisables par l'industrie (Price, 2009). Les quantités rejetées sont fonction de la concentration en minéraux d'intérêts qui représente généralement une faible fraction de la roche. Par exemple, un minerai d'or à haute teneur ne contient qu'une dizaine de grammes d'or par tonne de roche et un minerai de cuivre peut contenir 2 à 3% de minéral valorisable par tonne (Spitz & Trudinger, 2019). Catégoriser les rejets produits est difficile et les propriétés vont varier en fonction du gisement, des processus d'extraction et de traitements. Ce travail s'intéresse principalement aux rejets de mines à roches dures, notamment les rejets de mines d'or, de cuivre, de zinc ou encore de nickel (Vick, 1990).

Notons qu'une exploitation minière génère d'autres substances indésirables telles que des gaz à effet de serre (GES), des poussières, des effluents liquides, des boues qui vont également avoir un impact sur la faune et la flore. Mais ces éléments ne seront pas discutés dans le cadre de cette étude.

2.1 Production des rejets

Les premiers travaux consistent à retirer le mort terrain, matériau recouvrant le gisement ou le socle rocheux (MELCCFP, 2020) et à l'entreposer dans des haldes dédiées (Aubertin, Bussière, Bernier, et al., 2002). Par la suite, la zone minéralisée doit être dégagée des matériaux non valorisables faiblement concentrés en minéraux d'intérêt (Figure 2.1). Leur extraction entraîne la génération des roches stériles. Puis le minerai est extrait et traité au concentrateur. Les procédés de séparation et de concentration entraînent la génération, d'une part, du minéral commercialisable et, d'autre part, des résidus miniers (Price, 2009). La répartition en minerais valorisables, roches stériles et mort terrain varie grandement d'un site à l'autre (Aubertin & Bussière, 2001).

Les rejets miniers sont souvent entreposés en surface dans des haldes pour les roches stériles ou dans des parcs pour les résidus. Les superficies des aires d'accumulations de ces rejets vont varier d'une centaine de mètres carrés à des centaines d'hectares (Aubertin et al., 2011a). Ces structures couvrent 150 km² de territoire au Québec (70% pour les parcs à résidus), pour une superficie moyenne de 20 hectares pour les haldes à stériles, 50 hectares pour les parcs à résidus et 35 hectares pour les bassins de sédimentation (Aubertin et al., 2011a).

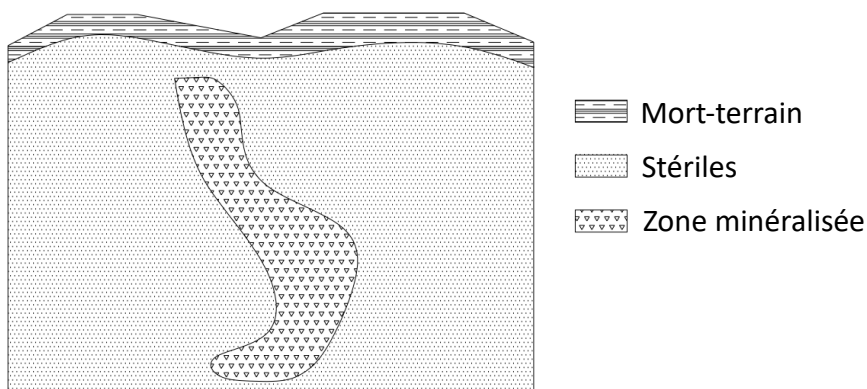


Figure 2.1 Coupe transversale d'une zone minéralisée, inspiré de Aubertin, Bussière et Bernier (2002)

2.1.1 Roches stériles

Un décapage autour du minerai est nécessaire dans les mines à ciel ouvert afin d'assurer la stabilité de la fosse et la sécurité du site (Figure 2.2 a) tandis que pour les mines souterraines la méthode consiste à aller directement chercher le filon en profondeur (Figure 2.2 b). L'importante quantité de roches stériles engendrée par le décapage depuis la surface représente environ 60% à 70% du volume excavé contre 10% pour les mines souterraines (Aubertin et al., 2011a). Les haldes à stériles font partie intégrante des projets miniers et peuvent contaminer l'environnement, par l'exposition des roches stériles aux conditions atmosphériques (Aubertin et al., 2005).

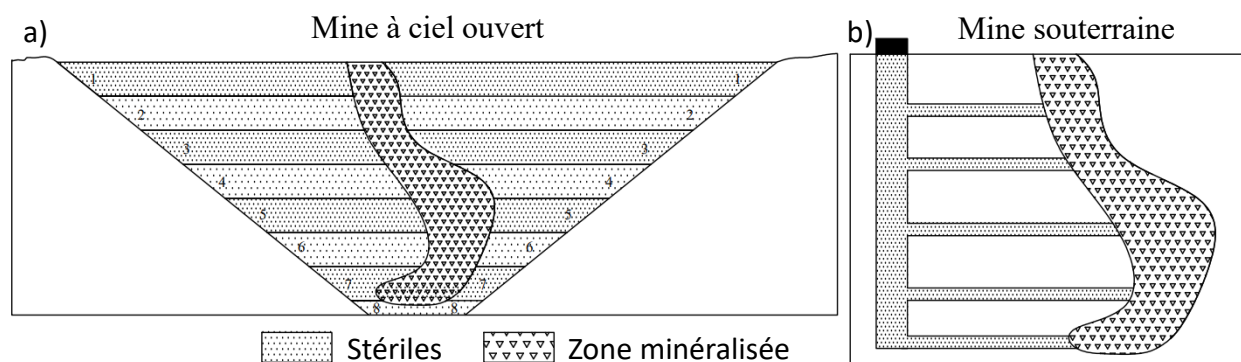


Figure 2.2 Coupe transversale illustrant l'extraction des roches stériles pour une mine à ciel ouvert (a) et souterraine (b), inspiré de Aubertin, Bussière et Bernier (2002)

2.1.2 Résidus miniers

Le système de traitement consiste à séparer les minéraux d'intérêts des matières résiduelles dans le concentrateur. À la fin du processus de concentration, les matières non valorisables constituent les résidus miniers (Price, 2009). Les types d'opérations, les moyens mis en œuvre, la législation (par exemple, la LQE) et les méthodes de traitement influent sur les caractéristiques, la quantité des résidus produits et leur gestion environnementale (Lottermoser, 2010)

Les résidus miniers sont caractérisés par une granulométrie relativement fine (souvent inférieure à 1 mm), suite à la réduction de la taille des particules pour extraire les minéraux d'intérêts (Morin & Hutt, 2001; Price, 2009). On constate une hétérogénéité dans les valeurs caractéristiques (D_{10} , D_{60} et C_u), avec des valeurs de D_{10} qui varient entre 0,001 et 0,016 mm et des valeurs de D_{60} de 0,010 à 0,153 mm (Tableau 2.1 et Figure 2.3). L'allure des courbes granulométrique, c'est-à-dire la forme générale représentant la répartition des tailles de grains varie également. Certaines courbes présentent une distribution uniforme, tandis que d'autres montrent une distribution plus étalée selon la pente de la courbe. La grande majorité des résidus produits par les mines en roches dures sont composés essentiellement de silt, avec souvent plus de 70% de particules inférieures à 0,074 mm pour les résidus au Québec (Aubertin, Bussière & Bernier, 2002).

Les résidus sont généralement faiblement plastiques (Vick, 1990), avec un indice de plasticité (IP) inférieur à 10% (Aubertin, Bussière & Bernier, 2002) et des limites de liquidité (LL) et de plasticité (LP) inférieure à 40% et 15% respectivement. La cohésion effective (c') des résidus miniers est considérée comme nulle en condition drainée du fait de leur faible plasticité (Aubertin et al., 1996). Le processus de production va générer des résidus avec de fortes angularités (Pettibone & Kealy, 1971), augmentant la valeur de l'angle de frottement interne ϕ' (Vick, 1990), qui est généralement compris entre 30° et 42° en condition drainée et entre 14° et 25° en condition non drainée (Bussière, 2007). La surface de contact, ou surface spécifique, augmente à mesure que la taille des résidus diminue et peut varier d'une centaine à plusieurs milliers de mètre carré par gramme, par exemple entre 0.03 m²/g à 0.98 m²/g (Simonsen et al., 2020).

La présence de minéraux sulfureux, comme la pyrite (FeS₂) ou la pyrrhotite (Fe_{1-x}S), est largement constatée dans les résidus miniers (Blowes et al., 1991; Dold, 2008; Lindsay et al., 2015), entraînant une augmentation de la densité relative des grains solides (G_s) généralement comprise entre 2.6 et 4.5 (Tableau 2.2).

Tableau 2.1 Comparaison de la granulométrie de résidus miniers à la sortie du concentrateur

Références	Mine	D10 (mm)	D60 (mm)	C _u	% de fines (<0,074 mm)	Classification USCS ¹
Bussière (2007)	Différents sites Canada	0,001 – 0,004	0,01-0,05	8-18	70 à 90	SM-ML ML
Qiu et Sego (2001)	Cuivre États-Unis	0,016	0,153	9,6	31	SM
	Or Canada, Nuvavut	0,005	0,054	10,8	81	ML
Lara et al. (2013)	Or, zinc, plomb, cuivre Chili - Pérou	< 0,002	0,09	-	35 à 65	SM ML
Moreno et al. (2018)	Or Australie	< 0,001	0,03-0,055	33-55	70 à 75	-
Nierwinski et al. (2021)	Cuivre Brésil	0,009	0,095	10,5	50	ML
Oldecop et al. (2017)	Or et argent Argentine	0,012	0,06	5	72	-

¹ : Unified Soil Classification System. Système de classification des sols pour décrire la texture et la granulométrie d'un sol.

SM : Sable silteux

ML : Silt

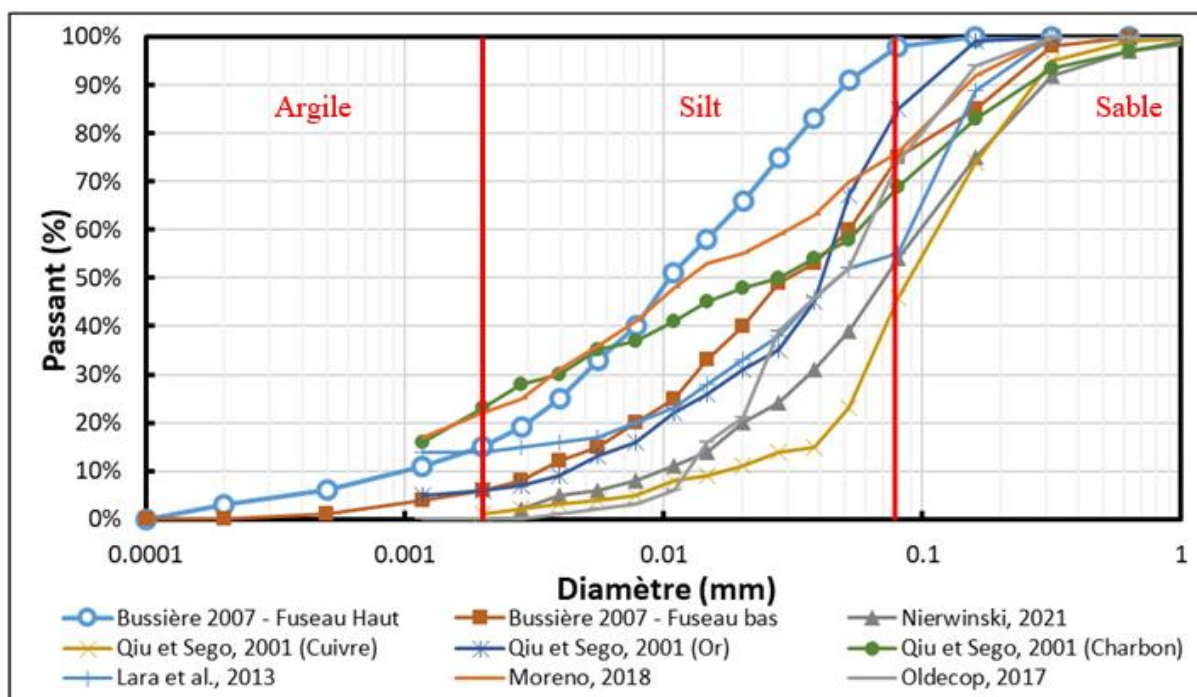


Figure 2.3 Exemples de courbes granulométriques de résidus, à partir de Bussièrre (2007); Lara et al. (2013); Moreno et al. (2018); Nierwinski et al. (2021); Oldecop et al. (2017); Qiu et Sego (2001)

Tableau 2.2 Exemples de densités relatives des grains solides de différents résidus, en fonction du type de minerai extrait à partir de Jing et al. (2019); Qiu et Sego (2001); Vick (1990); Wijewickreme et al. (2005)

Minerai	G _s (-)
Plomb / Zinc	2.8 à 3.6
Or / Argent	2.6 à 3.1
Cuivre	2.6 à 3.0
Or	3,17
Latérite	4,10
Cuivre-Or	2,78
Cuivre-Or-Zinc	3,36 à 4,42

Les résidus miniers peuvent être envoyés dans les galeries souterraines, notamment sous forme de remblai en pâte ou hydraulique (Fall et al., 2010; Tiendrebeogo, 2019), ou encore dans les fosses (Puhlovich & Coghill, 2011). Toutefois, les résidus sont le plus souvent déposés en surface dans des parcs à résidus dédiés et exposés à l'atmosphère et aux conditions climatiques.

2.2 Gestion conventionnelle des résidus miniers

Avant les années 1920, les résidus déversés dans différents milieux naturels tels que les vallées, les rivières et les lacs. Toutefois, face aux problèmes croissants de pollution de l'eau potable, de sédimentation excessive et de perturbation de la faune, des mesures ont été progressivement mises en place pour favoriser leur confinement (Bussière, 2007).

2.2.1 Dépôt des résidus et structures de confinement

L'utilisation d'une grande quantité d'eau est souvent essentielle dans les processus de broyage et de concentration du minerai pour les mines à roches dures. Les résidus se présentent sous forme de pulpe à la sortie du concentrateur, avec une densité gravimétrique (ou teneur en solide) P_m , comprise entre 25 % et 55% (Bussière, 2007; Martin, 2018; Oldecop & Rodari, 2017).

Le transport des résidus en pulpe, qui se comportent comme des liquides, se fait par l'intermédiaire de pipelines jusqu'aux parcs (Aubertin & Bussière, 2001). Le dépôt s'effectue depuis la crête (tout autour du parc ou en un seul point déplacé). Dans le temps, une ségrégation naturelle apparaît (Dold et al., 2009; Robertson, 1987) et une variabilité horizontale et verticale des propriétés des résidus influence le comportement hydrogéologiques des parcs à résidus (Bussière, 2007), affectant notamment leur stabilité géotechnique en raison de zones présentant des degrés variables de consolidation, de saturation et de résistance.

Les parcs à résidus doivent présenter des structures de rétention lorsque la teneur en solides est inférieure à 60% (McPhail et al., 2019). Le confinement des résidus est alors assuré par des digues, construites progressivement dans la plupart des cas. Elles supportent les pressions d'eau engendrées par le dépôt de la pulpe et celles dues aux événements extérieurs. La disponibilité en matériaux et la superficie disponible détermineront la méthode de réalisation des digues et des rehaussements pour assurer la stabilité du site (Figure 2.4) (Vick, 1990).

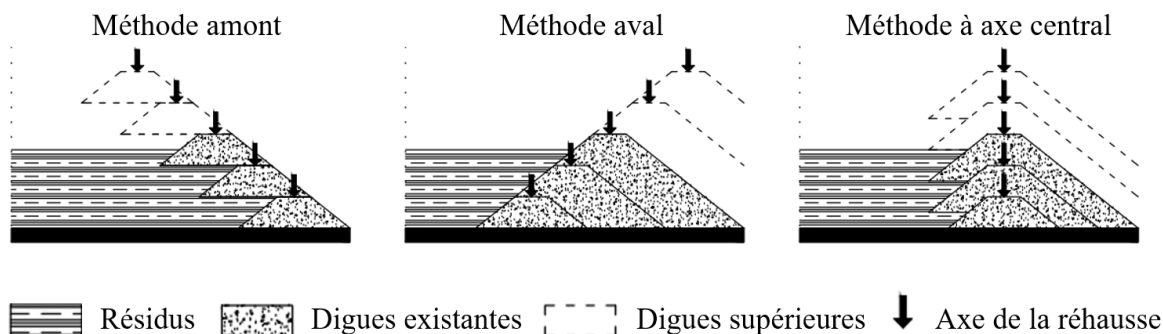


Figure 2.4 Méthodes conventionnelles de construction des digues de parcs à résidus en pulpe, adapté de James (2009)

La méthode amont a l'avantage de limiter l'emprise du parc au sol par rapport aux autres méthodes, mais présente les plus grands risques, notamment la liquéfaction et les instabilité de pente. La méthode aval est plus stable puisque les digues supérieures reposent sur les précédentes mais l'emprise au sol augmente à l'avancement du dépôt. La méthode à axe central est le compromis entre les deux premières méthodes, puisque le centre des fondations est à l'axe de chaque rehaussement (Piciullo et al., 2022). Toutefois, d'importantes ruptures de digues, ayant eu de graves conséquences sur l'environnement et les communautés, se sont produites entre 2015 et 2020 (par exemple, Brumadinho, Brésil en 2019), entraînant l'émergence de guides techniques et de nombreux changements dans les normes de conception et suivi des parcs à résidus (Williams, 2021).

2.2.2 Problématique de la gestion conventionnelle

La nature (physique et chimique) des résidus miniers représente un danger pour l'environnement et les populations (Roche et al., 2017). Les ruptures de digues peuvent conduire à un relargage des résidus dans l'environnement (Wang et al., 2014), comme un déversement boueux avec une forte énergie (Jing et al., 2019). Les risques potentiels de rupture ont augmenté d'un facteur 20 tous les 1/3 de siècle (Robertson, 2011). Le CSP² tient à jour un registre des ruptures de digues et des accidents liés aux parcs à résidus à l'échelle mondiale (Figure 2.5). Accessible via www.csp2.org/tsf-failures-from-1915, il permet d'identifier les tendances, les causes récurrentes et les impacts environnementaux majeurs depuis 1915.

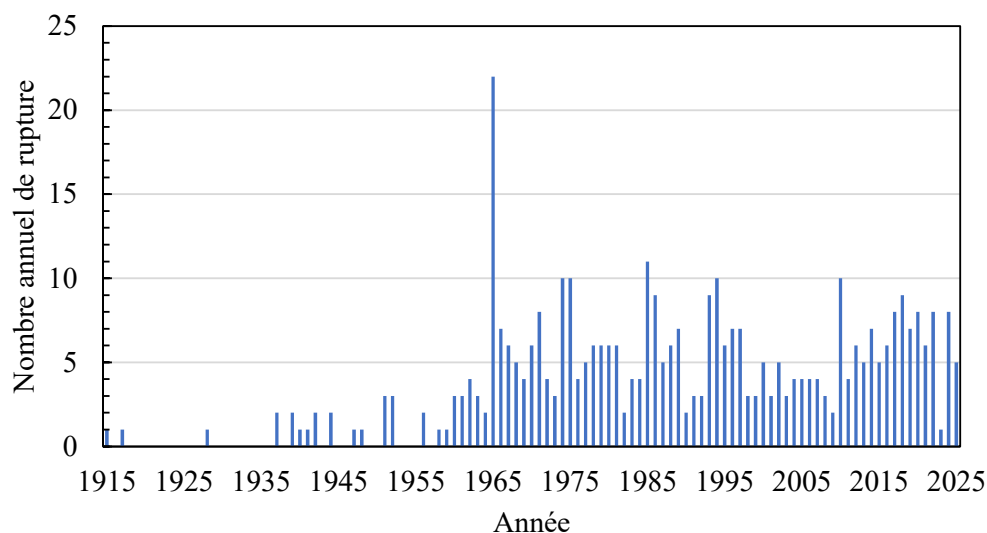


Figure 2.5 Nombre annuel de ruptures de parcs à résidus recensées depuis 1915, à partir CSP²

Le rapport de l'International Commission on Large Dams (ICOLD), publié en 2001, a démontré un besoin urgent pour la gestion des rejets miniers, indiquant que les incidents examinés étaient évitables. La norme industrielle mondiale pour la gestion des résidus miniers (GISTM, 2020) constitue une étape importante vers la réduction des impacts causés aux personnes et à l'environnement par l'industrie minière, en établissant des exigences claires et universelles qui renforcent la sécurité, la transparence et la responsabilité tout au long du cycle de vie des installations. La norme s'appuie sur les pratiques existantes et les constatations tirées des dommages causés par les parcs à résidus.

Les causes d'incidents sont multiples : instabilité générale (fondations) ou de pente, séisme (liquéfaction), débordement en crête, érosion interne ou de surface. Deux cent quatorze accidents se sont produits entre 1940 et 2010, dont cinquante-deux depuis 1990 (Bowker & Chambers, 2015).:

- Trente-huit considérés comme sérieux, dont dix-sept depuis 1990 (plus de 100 000 m³ de résidus relâchés et/ou perte de vie humaine).
- Vingt-neuf considérés comme très sérieux, dont seize depuis 1990 (plus d'un million de mètres cubes de résidus relâchés et/ou déplacement de la matière sur plus de 20 km et/ou au moins 20 morts).

Depuis 2017, vingt-deux ruptures/incidents sérieux à très sérieux se sont produits, dont cinq entre janvier et avril 2025. Deux classés comme sérieux, avec notamment un relargage de 80 000 m³ sur 100 km, pour la mine Chambishi en Zambie, et un très sérieux à Hpakant, Myanmar ayant entraîné la disparition de plus de 100 personnes. Les conséquences de certaines catastrophes sont indiquées au Tableau 2.3.

Tableau 2.3 Exemples de rupture de digues et conséquences

Référence	Pays (lieu)	Date	Constat
Wang et al. (2014)	Hongrie	2010	700 000 m ³ de résidus relâchés
Li et al. (2016)	Chine (Yunnan)	1962	171 morts
	Chine (Jiangxi)	2009	Relargage 30 000 m ³ et pollution sur 3 km
Byrne et al. (2018)	Canada (Mount Polley)	2014	25 millions de m ³ de résidus et d'eau contaminée relâchée
Roche et al. (2017)	Brésil (Samarco)	2015	33 millions de m ³ de résidus relâchés, dérivant sur 650 km et atteignant l'océan Atlantique en 17 jours.
CSP ² (2025)	Hpakant, (Myanmar)	2024	3 millions de m ³ relâchés intercepté par un bassin inférieur
	Jagersfontein, (Afrique du Sud)	2022	6 millions de m ³ relâchés sur 63 km, 3 morts
	Williamson Mine (Tanzanie)	2022	12,8 millions de m ³ relâchés sur 7,5 km
	Catoca mine, (Angola)	2021	Déversement dans la rivière Tshikapa, 12 morts, 4 500 personnes malades
	Brumadinho, (Brazil)	2019	9,5 millions de m ³ relâchés sur 600 km 259 morts et 11 disparus

Les ruptures sont plus susceptibles de se produire durant les opérations d'extractions (Kossoff et al., 2014), impliquant des facteurs humains et de conception, qu'une fois les opérations terminées (Lyu et al., 2019). Les principales raisons de ruptures sont des précipitations inhabituelles ou une mauvaise gestion des résidus (Azam & Li, 2010). La méthode amont représentait 90 % des instabilités enregistrées en 2002 et 25% des ruptures de digues sont causées par la position haute de la nappe phréatique (Zhang et al., 2017).

Une teneur en eau initiale élevée de la pulpe a un effet sur la consolidation des matériaux, impactant la capacité de stockage du parc (Chryss et al., 2012) et augmente l'indice des vides (Qiu & Sego, 2001). De plus, la ségrégation engendrée lors du dépôt entraîne un tassement différentiel (Wang et al., 2014) et les résidus vont présenter une résistance au cisaillement et un comportement variables en fonction de leur position au sein du parc (Bussière, 2007). Les fortes pressions d'eau dans les pores, notamment par l'ajout de résidus (chargements non drainés), augmentent les risques de ruptures des digues (Strachan & Goodwin, 2015; Veillette et al., 2008; Vick, 1990).

Les changements climatiques n'ont pas été pris en compte dans la conception de structures existantes (Vardon, 2015) et l'utilisation de données climatiques historiques peut conduire à un sous-dimensionnement des structures (Robinson et al., 2017). Les parcs à résidus sont de plus en plus impactés par ces événements climatiques variables et plus intenses (Chryss et al., 2012; Roche et al., 2017), notamment l'augmentation de la quantité des précipitations et de leurs intensités, pouvant élever le niveau de la nappe phréatique et réduire la résistance au cisaillement des infrastructures (Vardon, 2015). Les chargements dynamiques vont aussi impacter la stabilité des structures de confinement (Li et al., 2016). Les risques associés aux résidus ne se limitent pas aux ruptures de digues puisque d'autres problématiques plus lentes se produisent comme la lixiviation de substances dangereuses dans l'environnement (Roche et al., 2017).

La sécurité des installations doit être mise au premier plan puisque l'augmentation des volumes de résidus couplée à l'incapacité à mettre en œuvre des changements conduira à d'autres catastrophes (Roche et al., 2017). Face à ces enjeux environnementaux et sociaux, une pression croissante s'exerce sur l'industrie. La nécessité de trouver de nouvelles solutions de gestion est grandissante (Vilela & Salvate, 2020), comme la stratégie incluant la conception pour la fermeture, « *design for closure* » (Carneiro & Fourie, 2020), ou le développement de techniques de désaturation pour stocker les résidus dans un état non saturé plutôt que sous forme de pulpe (Davies, 2011). C'est notamment pour répondre à ces enjeux, l'industrie a développé et mis en œuvre des technologies de désaturation des résidus.

2.3 Désaturation des résidus

L'objectif de la désaturation est de retirer l'eau pour faire passer les résidus de l'état de pulpe à un état dense, contenant une fraction massique solide (P_m = masse de solide/masse totale ou C_s tenant compte de la densité relative) plus importante. Ces résidus désaturés présentent de nombreux

avantages que ce soit en phase de conception (délivrance de bail minier), en phase d'opération (cycle de l'eau, restauration progressive) ou en phase de fermeture (comportement à long terme des installations) (Davies, 2011). Ils nécessitent des investissements plus importants en début de projet, mais qui peuvent être contrebalancés avec la diminution des travaux d'infrastructures (digues), des besoins en eau et lors de la fermeture du site (Carneiro & Fourie, 2020; Moreno et al., 2018).

2.3.1 Technologies

La fraction solide obtenue dépend des besoins et des conditions du site, des propriétés des matériaux (potentiel de désaturation) et de la technologie employée. La valeur de P_m est une bonne approximation pour la densité des résidus, mais la limite élastique, caractérisant l'écoulement des résidus, est plus représentative de la texture des résidus (Boger, 2012). Le Tableau 2.4 indique les différentes caractéristiques des différents types de résidus densifiés.

Tableau 2.4 Paramètres des résidus densifiés, tiré de Boger (2012); Simms (2017); Ulrich (2019)

Paramètres	Résidus épaissis « Thickened tailings »	Résidus en pâte « Paste tailings »	Résidus filtrés « Filtered tailings »
Fraction solide ¹	$C_s > 65\%$ $40 < P_m < 65-70\%$	$C_s > 70\%$ $65 - 70 < P_m < 85\%$	$C_s > 77\%$ $P_m > 85\%$
Teneur en eau (%)	$\theta_w < 54$	$\theta_w < 39$	$\theta_w < 32$
Limite d'élasticité (Pa)	20 – 100	100 – 800	> 800
Récupération de l'eau (m ³ /t)	0,45	0,60	0,68

1: Dépendamment des propriétés rhéologiques

Les techniques de désaturations sont (Hahn, 2019; Kaswalder et al., 2018; Klug & Schwarz, 2019; McPhail et al., 2019) :

- Les épaisseurs, outil commun de l'industrie, permettent d'atteindre jusqu'à 65% de fraction solide.
- Les hydrocyclones, couramment utilisés, peuvent également permettre la désaturation des résidus via une dépression appliquée en sortie de système, et une récupération de l'eau ;

- La décantation par centrifugeuse / à vis : un mouvement centripète est appliqué sur la boue (vis d'Archimède), suivant un processus continu. Les résidus sont déchargés en bout de vis tandis que l'eau remonte. Les centrifugeuses peuvent être couplées aux épaisseurs pour réduire le volume de pulpe.
- Filtration sous vide via disques : des filtres en céramiques sont fixés à des ailettes en rotation. Le vide est appliqué à travers les filtres pour aspirer les résidus et tirer l'eau.
- Filtration sous vide via bande : le système est composé d'un convoyeur continu où la bande est formée de plusieurs couches filtrantes. Le vide est fait sur la couche supérieure et l'eau est tirée au travers.
- Filtration via filtres à presses : la boue est pompée à travers des plaques filtrantes empilées verticalement. Une pression positive est appliquée, augmentée et maintenue pour forcer l'eau au travers des plaques.
- Filtration hyperbare à disques rotatifs : une surpression est appliquée et permet un haut taux de production et de réduire la teneur en eau résiduelle même en présence de fines. Ce système peut être couplé à un système thermique (vapeur) en cas de conditions de filtration compliquées.
- Filtration en mélange avec les roches stériles : les roches stériles ont une capacité d'absorption permettant aux résidus d'atteindre un degré de filtration inférieur. Il faut tenir compte de la taille des stériles, de la fluctuation de la teneur en eau et avoir un apport stériles/résidus équivalent. La technique est en essai (McPhail et al., 2019).

Des tests et phases pilotes sont à réaliser pour sélectionner au mieux le(s) système(s) à utiliser, qui dépendent de la teneur en eau visée ainsi que des caractéristiques des résidus, comme la fraction solide, la densité relative, la granulométrie, la qualité des lixiviats et la composition inorganique (Kaswalder et al., 2018). Les processus d'épaississement ne vont pas impacter les propriétés des particules (Barrera & Riveros, 2006), mais tous les matériaux rencontrés au cours des opérations sont à tester pour déterminer l'enveloppe de taux de filtration en fonction de la teneur en eau visée (Wisdom, 2019).

La désaturation des résidus présente de nombreux atouts en fonction du type de résidus envisagé (Barrera & Riveros, 2006; Raposo et al., 2014; Schoenbrunn, 2011; Williams, 2021):

- Réduction de la consommation d'eau brute : limitation des influences climatiques en réduisant le volume d'eau exposé (Moreno et al., 2018) et du suintement (Verburg 2010) Consommation réduite d'environ 22% pour les résidus en pâte et 59 % pour les résidus filtrés (Gunson et al., 2012).
- Amélioration des propriétés géotechniques : densité initiale plus élevée (Wang et al., 2014) réduisant le potentiel de liquéfaction (Rodari Gutierrez & Oldecop, 2021).
- Réduction de la ségrégation des résidus et des eaux de surface.
- Réduction des coûts pour les infrastructures géotechniques : diminution des pressions d'eaux sur les digues (Simms, 2017). Le volume d'eau placé est réduit d'environ 76 % pour les résidus en pâte et 89 % pour les résidus filtrés (Gunson et al., 2012).
- Augmentation de la capacité de stockage d'un parc existant (agrandissement);
- Réduction de l'empreinte du parc.

2.3.2 Résidus épaissis

Les résidus sont acheminés vers l'unité d'épaississement, où ils sont traités avec des flocculants (Schoenbrunn, 2011). Les résidus épaissis forment une boue homogène avec une fraction solide comprise entre $45\% < P_m < 70\%$ (Bussière, 2007) et sont transportables via pipelines, sous forme d'un fluide non newtonien (Schoenbrunn, 2011), en régime turbulent à une vitesse minimale pour limiter la sédimentation (Simms, 2017). L'épaisseur des couches déposées dans les parcs peut varier, ce qui influence l'évolution des résidus.

Les résidus épaissis ne présentent pas de ségrégation naturelle lors de leur dépôt (Morin & Hutt, 2001), permettant de maintenir une pente uniforme (Barrera & Riveros, 2006), avec un angle de dépôt généralement compris entre 1% et 3% (Simms, 2017). Les résidus épaissis se consolident et gagnent en résistance lorsqu'ils sont exposés aux conditions atmosphériques. Des temps de séchage réduits entre le dépôt des différentes couches permettent d'atteindre les objectifs géotechniques, permettant d'augmenter la capacité de stockage dans un temps donné (Daliri et al., 2014). En fonction de la fraction solide initiale, de l'épaisseur des dépôts et des conditions d'exposition (évaporation, drainage), ils évoluent ensuite vers un état dilaté et non saturé (Raposo et al., 2014).

2.3.3 Résidus en pâte

La pulpe est envoyée dans un densificateur/épaississeur pour augmenter la teneur en solide entre 60% et 65% puis sont transportés à l'unité de pâte, pour atteindre une fraction solide comprise entre $70\% < P_m < 85\%$ (Bussière, 2007). Le terme pâte provient de leur apparence dense et visqueuse, ne se séparant pas une fois déposés. L'ajout de liant permet l'augmentation de la résistance au cisaillement et de réduire la conductivité hydraulique des résidus (Benzaazoua, Fall, et al., 2004).

La teneur en eau massique permet le transport en écoulement laminaire et le matériau se comporte comme un fluide non-newtonien jusqu'au dépôt (Simms, 2017). L'aspect pâteux permet d'éviter la ségrégation des résidus déposés, avec une pente pouvant atteindre 8% à 10 % (Barrera & Riveros, 2006), favorisant les écoulements d'eau. La dessiccation joue un rôle important sur la résistance des parcs à résidus en pâte mais une balance doit être trouvée entre la teneur en eau, le taux de dessiccation, la surface du parc à résidus et la production du site. Durant les premiers jours, l'eau migre par suintement, réduisant le volume des vides avant le début de l'évaporation (Simms et al., 2007) et augmentant la densité sèche (Barrera & Riveros, 2006). Également, les résidus en pâte restent susceptibles à la liquéfaction, notamment dans les régions pluvieuses (Zhang et al., 2017).

2.3.4 Résidus filtrés

Les résidus filtrés sont parfois nommés gâteau de filtre («*dry cake*») dans la littérature, en comparaison de la teneur en eau élevée des résidus en pulpe (Davies & Rice, 2001). En réalité, les résidus filtrés présentent une teneur en eau (w) inférieure à 20% et une fraction solide C_s supérieure à 77% (Simms, 2017). Le terme résidus filtrés («*filtered tailings*») est préféré, et leur utilisation peut avoir des impacts positifs sur les projets (Moreno et al., 2018). Le nombre de parcs à résidus filtrés pour l'extraction aurifère a été multiplié par 6 entre 2010 et 2019 (Kaswalder et al., 2020). Les premières opérations utilisant les résidus filtrés produisaient 1 000 tonnes par jour, au début des années 2000 (Lara et al., 2013), pour dépasser les 50 000 tonnes en 2013 (Ulrich & Coffin, 2013) et pouvant atteindre les 200 000 tonnes ces dernières années (Kaswalder et al., 2020). Le Tableau 2.5 présente différents sites employant la technique des résidus filtrés.

Tableau 2.5 Exemple de mines utilisant les résidus filtrés, à partir de Cacciuttolo et Pérez Campomanes (2022); Company (2008); East et Fernandez (2020); Hogg (2010); Masengo et al. (2023); Poirier et al. (2021); Ulrich et Coffin (2013); Vilela et Salvate (2020)

Localisation	Mine	Particularités
États-Unis, Nevada	Pumpkin Hollow	54 000 t/j Climat sec : évaporation > précipitation Co-disposition avec des roches stériles
États-Unis, Alaska	Green Creeks	Teneur en eau visée $w = 12$ à 16% 40% de la production déposée en surface
Mexique	Métales	120 000 t/j Teneur en eau visée $w = 14\%$
Mexique, Chihuahua	El Sauzal	5 300 t/j Déficit hydrique annuel Teneur en eau visée $w = 15$ à 20%
Canada, Québec	Raglan	Conditions climatiques arctiques (gel constant) Recyclage important de l'eau
Canada, Québec	LaRonde	Dépôt sur un parc à résidus en pulpe pour augmenter les capacités de stockage
Canada, Québec	Éléonore	Résidus désulfurés 1 Mt déposés par an dans le PAR $w = 18$ à 21%
Chili, Atacama	El Espino	20 000 t/j Teneur en eau visée $w = 15\%$ Contrainte hydrique
Chili, Atacama	Coipa	18 000 t/j Teneur en eau visée $w = 13\%$ Contrainte hydrique et région sismique
Brésil	Matec filter presses Installation pilote	28 800 t/j Teneur en eau visée $w = 15\%$
Chine, Mongolie intérieure	Sijiaying	Réduction de l'empreinte au sol, de la consommation d'eau et des coûts d'expropriation

2.3.4.1 Production

Les résidus en sortie de concentrateur sont épaissis et envoyés dans les unités de traitement pour atteindre la teneur en eau visée. Le débit journalier va dépendre du matériau à traiter et de l'unité de traitement. Le choix des systèmes se fait en fonction des conditions climatiques, de la situation géographique, du type de roche ainsi que du tonnage journalier envisagé (Kaswalder et al., 2020; Lara et al., 2013; Vilela & Salvate, 2020).

L'efficacité dépend de la compressibilité des résidus et de la minéralogie (Kaswalder et al., 2020), de la teneur en particules fines et de la densité relative (Lara et al., 2013). La filtration de matériaux fins (40% de la granulométrie inférieure à 20 μ m ou $k_{sat} < 10^{-5}$ cm/s) est plus compliquée à cause de leur faible perméabilité et de leur résistance à la compression (Palmer, 2020; Ulrich, 2019). Le Tableau 2.6 indique différentes propriétés de production de résidus filtrés.

Tableau 2.6 Caractéristiques des résidus filtrés produits (Amoah et al., 2018; Gomes et al., 2016; Hahn, 2019; Kaswalder et al., 2018; Silva, 2020; Wisdom et al., 2020)

Cs (%) début de cycle	w (%) fin de cycle	Densité en fin de cycle (kg/L)	Granulométrie (μ m)	Minéral
41,4	25	1,9	$D_{50} < 3$	Bauxite
43,5	24	2,0	$D_{50} < 2$	
40	30	2,0 (1,5 in-situ)		
39,6	31	1,7	$D_{50} < 5$	Nickel
43,7	25	2,1		
45	15	2,0 (1,5 in-situ)	$D_{50} \sim 25$	Or
35	15	2,1 (1,5 in-situ)	-	Or - Argent
60 à 65	17 à 20	-	-	Zinc
> 50	19 à 22	-	$10 < D_{50} < 40$	Or – Cuivre
60	< 20	-		Or - Argent
60	15,7*	2,2 $\gamma_d = 1,86$	$D_{80} = 146$	Plomb - Zinc
47	10,3*	2,42	-	Fer
34	15*		$D_{50} = 10$	

* Résultats d'essais de laboratoire/pilotes

L'application de nouveaux systèmes et l'amélioration des systèmes actuels permettraient de filtrer les matériaux les plus fins, de réduire les coûts et la teneur en eau finale (Bouso Aragonés & Renner Berry, 2005; Palmer, 2020; Vilela & Salvate, 2020; Wang et al., 2014; Whatnall et al., 2021).

Si la teneur en eau visée n'est pas atteinte, il est envisageable de tenir compte des conditions climatiques du site pour atteindre la valeur de conception une fois les résidus déposés :

- Processus de gel-dégel : la solidification des eaux augmente la taille des pores, augmente l'agrégation des résidus, et, lors du dégel, facilite les écoulements d'eau. Toutefois, la méthode réduit la compressibilité du matériau (Wang et al., 2014).
- Climat aride : un bilan hydrique négatif va réduire la teneur en eau des résidus en partie supérieure. Les fissures de dessiccation ou encore le remaniement avant compaction vont accélérer le phénomène (Oldecop & Rodari, 2017). Il est possible de produire des résidus légèrement plus humides (Ulrich, 2019).
- Climat humide : production de résidus légèrement plus sec (Ulrich, 2019).

2.3.4.2 Transport et dépôt

Les résidus filtrés sont déposés en couches successives non saturées (Davies, 2011), proches de la teneur en eau optimale (Zorzal et al., 2020), pour faciliter les travaux dans les parcs, le transport et la compaction.

L'utilisation de camions ou de convoyeurs est nécessaire pour les travaux de dépôt sur le parc (Ulrich & Coffin, 2013). Le dépôt de nouvelles couches de résidus requiert une capacité portante suffisante du parc en fonction des pressions rencontrées sur site. Quantifier la compressibilité et anticiper la saturation des résidus est nécessaire afin d'estimer le taux de dépôt et la hauteur envisageable pour le parc (Lupo & Hall, 2010). Par exemple, un piéton marchant lentement exerce une pression de 40 kPa tandis qu'un camion articulé exerce une pression dix fois plus élevée (Ulrich, 2019). Également, un taux de chargement trop rapide peut générer un excès de pression dans les pores (Ulrich, 2019). Le découpage de l'aire d'entreposage en différentes zones permet aux résidus de se drainer et de se consolider, limitant l'excès de chargement (Raposo et al., 2014). Les résidus sont déposés sur la même cellule pendant 1 à 3 jours, dans un premier temps puis exposés sur une période définie, pouvant aller jusqu'à 1 mois et demi, pour permettre la dessiccation et le drainage (Raposo et al., 2014).

Il est possible de considérer deux types de résidus (Ulrich & Coffin, 2013). En saison des pluies, la teneur en eau est élevée, les conditions d'installations variables et la stabilité sont affectées tandis qu'en saison sèche, il y a peu d'apport en eau et les conditions d'installations sont optimales. L'évaporation peut être utilisée pour permettre aux dépôts de continuer à se désaturer avant la compaction, dans le cas où la teneur en eau visée n'est pas atteinte (Lara et al., 2013; Veillette et al., 2008). Enfin, la gestion des résidus filtrés soumis aux cycles de gel / dégel pose des défis pour limiter l'hétérogénéité des structures. Les conditions de mise en place (gel avant compactage, méthode de compactage, présence de neige) et les phénomènes de tassements et de consolidation au dégel peuvent provoquer des déformations importantes au fil du temps.

2.4 Conception des parcs à résidus filtrés

La stabilité physique des parcs à résidus est le résultat d'un équilibre entre la teneur en eau visée, la résistance mécanique, le phénomène d'évaporation et la superficie nécessaire au stockage des résidus (Oldecop & Rodari, 2017). Les parcs de résidus filtrés s'adaptent à tout type de topographie en étant autoportés, à flanc de colline, en creux de vallée (Ulrich & Coffin, 2013) ou ajoutés sur des aires déjà existantes (Masengo et al., 2023). La conception doit tenir compte des propriétés des matériaux, mais aussi de leur gestion dans le cycle de vie de la mine et des conditions de réalisation (Lupo & Hall, 2010; Ulrich & Coffin, 2013). Un suivi de l'avancement du dépôt est nécessaire pour assurer une gestion adaptée du parc à résidus du point de vue géotechnique. Cela passe par la réalisation d'échantillonnages (Ulrich & Coffin, 2013) et de contrôles, tels que l'épaisseur et la compaction des couches ou encore la profondeur de la nappe (Lara et al., 2013).

La stabilité physique du parc à résidus filtrés guide le choix du processus de production (Kaswalder et al., 2020). Les résidus filtrés présentent un facteur de sécurité plus important que les parcs conventionnels (Tableau 2.7).

Tableau 2.7 Facteur de sécurité moyen, à partir de Li et al. (2016); Zhang et al. (2017)

Événement	Gestion conventionnelle	Résidus filtrés	FS minimal
Phase d'exploitation	1,56 - 1,73	1,74 - 2,12	1,30
Inondations	1,07 - 1,18	1,69 - 1,92	1,20
Précipitations continues	0,88 - 0,98	1,17 - 1,20	1,20
Séisme*	0,72 m ₈ - 1,41 m ₆	1,08 m ₈ - 1,72 m ₆	1,10

*Calculs effectués pour des séismes de magnitudes m₆ et m₈.

2.4.1 Paramètres des grains solides

Des structures de remblais peuvent être nécessaires pour supporter les résidus avec une faible résistance ou les événements sismiques (Kwan et al., 2011), mais les parcs à résidus filtrés restent tout de même moins susceptibles au suintement, à la rupture et avec un « potentiel de destruction » réduit (Li et al., 2016). Les conditions drainée / non drainée ainsi que les événements extérieurs vont impacter différemment la pile et influencer sa résistance au cisaillement (Lupo & Hall, 2010). La conception doit permettre un dépôt de résidus avec une teneur en eau variable (Ulrich, 2019) et un comportement dilatant (Marques et al., 2020).

L'essai Proctor (ASTM D698) détermine la valeur de teneur en eau par rapport à la densité sèche maximale ($\gamma_{d,max}$). Une densité inférieure augmente l'indice des vides et réduit la résistance au cisaillement, générant un risque de saturation et de pression de pores excessives (McPhail et al., 2019). La valeur visée dépend de la conception, mais peut nécessiter d'atteindre au moins 90% (Lara et al., 2013), voire 95% de la densité sèche maximale (Kwan et al., 2011).

Également, une production de matériaux à densité variable peut entraîner une consolidation différentielle, pour le même type de résidus (Reid & Fourie, 2015) ou encore, la résistance au cisaillement en condition non drainée pour les résidus avec un indice de plasticité faible va être plus impactée par la teneur en eau (Ulrich, 2019). Si les résidus ne correspondent pas aux exigences de conception, le dépôt doit être confiné à une zone dédiée, conçue pour ne pas contribuer à la stabilité de l'ouvrage.

2.4.2 Paramètres hydrauliques

La capillarité du milieu et les forces d'adhésion de l'eau sur les grains solides déterminent la capacité des résidus à retenir l'eau. Bien que la faible osmose des résidus, limitant l'infiltration de l'eau libre, engendre une ligne de saturation basse en condition de pluie intensive et d'inondation (Zhang et al., 2017), la conception doit inclure des drains sous la pile afin d'anticiper les risques de création de zones saturées ou contenant de l'eau libre (Ulrich, 2019). En effet, la valeur de résistance au cisaillement évolue de façon curviligne en fonction des forces de succion matricielle (Amoah et al., 2018), qui doivent être maintenues dans le temps pour assurer une résistance suffisamment élevée (Oldecop et al., 2017; Veillette et al., 2008). Le maintien d'un état désaturé permet d'augmenter la contrainte effective σ' , c'est-à-dire la contrainte transmise au squelette des grains solides (Robertson et al., 2017).

L'augmentation du niveau de la nappe réduit les forces de succion qui se sont développées et donc la contrainte effective. Cependant, les résidus non saturés maintiennent une succion élevée ainsi qu'une faible conductivité hydraulique, comprise entre 10^{-8} cm/s et 10^{-6} cm/s, pour une granulométrie comportant 60 à 90% de particules d'un diamètre inférieur à 75 μ m (Lupo & Hall, 2010). Une quantité importante d'eau en surface est nécessaire pour dépasser le WEV (Amoah et al., 2018). De plus, la teneur en eau diminue rapidement lorsque l'AEV est atteinte (Amoah et al., 2018).

2.4.3 Importance de la compaction

Les propriétés des résidus filtrés permettent les travaux de compactage pendant le dépôt, qui usuellement sont effectués dans la zone sèche de la courbe de l'essai Proctor (Lara et al., 2013). Les résidus doivent atteindre la densité la plus élevée possible (McPhail et al., 2019) et se trouver sous la limite plastique du matériau (Amoah et al., 2018). Les résidus filtrés compactés sont moins susceptibles au retrait volumique à la suite de leur dépôt dans les parcs à résidus (voir section 2.5.5). La profondeur d'influence de la compaction est inférieure à 75 cm (McPhail et al., 2019). Au-delà, les couches déposées peuvent avoir un comportement contractant, susceptibles de se liquéfier en cas de saturation (Marques et al., 2020).

2.4.4 Exposition des parcs à résidus filtrés

L'adoption des résidus filtrés s'avère être la méthode la plus sécuritaire d'un point de vue géotechnique et environnemental (Carneiro & Fourie, 2020). La transition de l'industrie minière vers des résidus densifiés réduira les probabilités de ruptures des enceintes de confinement (Strachan & Goodwin, 2015). La diminution de la teneur en eau permet aux résidus d'adopter une structure dense et stable, réduisant ainsi les risques à long terme (Li et al., 2016). Toutefois, certains auteurs soulignent que les risques d'oxydation demeurent significatifs (Simms, 2017), et que des précipitations abondantes, des variations dans la composition du minerai ou des défaillances technologiques pourraient compromettre la stabilité des opérations (Kaswalder et al., 2020; Lara et al., 2013; Ulrich, 2019). Il s'avère alors nécessaire d'étudier les mécanismes de transport de l'eau et de l'air (comportement hydrogéologique) dans les résidus ainsi que les réactions géochimiques associées, notamment d'oxydation et de neutralisation, pour bien évaluer leurs risques environnementaux.

2.5 Transport de l'eau et de l'oxygène dans les résidus miniers

Les résidus peuvent être des milieux poreux biphasiques lorsqu'ils sont saturés en eau ou complètement sec, ou triphasiques lorsqu'ils sont partiellement saturés, c'est-à-dire un degré de saturation (S_r) compris entre 0% et 100%. La nappe phréatique est surmontée par une zone partiellement saturée, où l'interface eau-air génère une pression négative, la succion (Fredlund, 2006). Le comportement hydrogéotechnique et hydrogéochimique des matériaux dépend ainsi principalement de leur degré de saturation.

2.5.1 Écoulement en milieu saturé, $S_r = 100\%$

La charge hydraulique h correspond à la quantité d'énergie disponible par unité de masse de fluide à un point donné dans l'espace x , correspondant à la somme de l'élévation z_x , de la pression u_x et de la vitesse d'écoulement v_x (Todd, 1980). Sa valeur est déterminée à partir de l'équation de Bernoulli en faisant l'hypothèse d'un écoulement laminaire, d'un fluide incompressible, en milieu saturé et isotherme:

$$h(x) = z_x + \frac{u_x}{\gamma_w} + \frac{v_x^2}{2g} \quad (2.1)$$

Avec : γ_w : poids volumique de l'eau (9 810 N/m³ à 4°C);

g : accélération gravitationnelle (9,81 m/s²);

z_x : élévation du point x (m);

v_x : vitesse du fluide au point x (m/s);

u_x : pression relative au point x (Pa);

Si $h(A) > h(B)$, l'écoulement s'effectuera de A vers B. Notons que la vitesse d'écoulement dans les résidus est généralement très faible et la valeur de v est négligée. La loi de Darcy permet de décrire l'écoulement d'eau entre deux points (Todd, 1980) et peut également être exprimée sous forme matricielle pour être étendue à un milieu à 3 dimensions (Delleur, 1999):

$$q_w = -k_{sat} \times i_w \quad (2.2)$$

Où : q_w : débit spécifique [L.T⁻¹]

k_{sat} : conductivité hydraulique saturée [L.T⁻¹]

i_w : gradient hydraulique [-]

Le gradient hydraulique correspond au rapport de la différence de charge entre deux points sur la distance les séparant. La conductivité hydraulique saturée k_{sat} peut être déterminée au laboratoire, par des essais de terrains ou par des modèles prédictifs. Plusieurs modèles existent, notamment ceux de Hazen (1911), Navfac (1974) et Kozeny-Carman (1956). Le modèle KCM (Kozeny-Carman Modifié) permet de prédire la conductivité hydraulique saturée pour les matériaux granulaires à faible cohésion, comme les résidus miniers (Mbonimpa, Aubertin, Chapuis, et al., 2002) :

$$k_{sat} = C \times \frac{\gamma_w}{\mu_w} \times \frac{e^{3+x}}{1+e} \times C_u^{1/3} \times D_{10}^2 \quad (2.3)$$

Avec : k_{sat} : conductivité hydraulique saturée (cm.s⁻¹)

e : indice des vides [-], $e = V_v / V_s$ (-);

$(C; x)$: constantes liées à la tortuosité des pores [-], usuellement fixés à 0,1 et 2 respectivement ;

γ_w : poids volumique de l'eau (9,81 kN.m⁻³ à 20°C)

μ_w : viscosité de l'eau (10⁻³ Pa.s à 20°C);

D_{10} : Diamètre équivalent à 10% du passant sur la courbe granulométrique cumulée (cm)

2.5.2 Écoulement en milieu non saturé, $S_r < 100\%$

En milieu partiellement saturé, la présence de bulles d'air peut rallonger les écoulements de l'eau à travers le milieu. La conductivité hydraulique (k_w) sera alors fonction du degré de saturation, qui est dépendant de la succion (ψ : valeur absolue de la pression de pore) présente dans le milieu.

L'écoulement de l'eau en régime transitoire dans un milieu partiellement saturé peut être décrit par l'intermédiaire d'un système de volume unitaire traversé par un flux hydraulique. La variation de l'emménagement d'eau (ΔV_w) dans le système correspond à la différence entre ce qui entre et ce qui sort. Si le système (sol ou résidus miniers) est incompressible, le volume total V_T et la porosité n sont constants. Alors, la quantité d'eau dans le volume de sol peut être directement reliée à la teneur en eau volumique θ_w . Les équations de conservation de la masse en une dimension (2.4) et en trois dimensions (2.5) sont alors (Hillel, 1998):

$$\frac{\partial \theta_w}{\partial t} = - \frac{\partial q_{w,x}}{\partial x} \quad (2.4)$$

$$\frac{\partial \theta_w}{\partial t} = -\nabla \cdot q_w \quad (2.5)$$

L'équation de Darcy est adaptée aux milieux partiellement saturés et à trois dimensions (Hillel, 1998) :

$$q_w = -k_w(\psi) \times \nabla \cdot h \quad (2.6)$$

L'équation 2.6 suppose que les lois de continuité et de conservation sont vérifiées, c'est-à-dire que tout changement de teneur en eau volumique résulte uniquement des flux entrants ou sortants du système. Les forces d'inertie sont également supposées négligeables par rapport aux forces de viscosité, toute l'eau qui s'écoule est connectée et l'état du fluide et du milieu n'est pas modifié. L'équation peut également être exprimée dans un milieu à trois dimensions. Dans un repère tridimensionnel cartésien et en remplaçant la valeur du débit unitaire q_w par l'expression de l'équation 2.6 et en considérant qu'au-dessus de la nappe $h = z - \psi$ de l'équation 2.1, on obtient (Richards, 1931):

$$\frac{\partial \theta_w}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x} \cdot \left(k_w(\psi) \cdot \frac{\partial \psi}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial y} \cdot \left(k_w(\psi) \cdot \frac{\partial \psi}{\partial y} \right) - \frac{\partial}{\partial z} \cdot \left(k_w(\psi) \cdot \frac{\partial \psi}{\partial z} \right) + \frac{\partial k_w(\psi)}{\partial z} \quad (2.7)$$

L'équation 2.7 définit le flux de l'eau dans les milieux non saturés, au-dessus du niveau de la nappe.

2.5.3 Courbe de rétention d'eau

L'exposition à l'environnement des résidus va entraîner une combinaison de flux en conditions saturées et non saturées. La courbe de rétention d'eau (CRE) décrit la teneur en eau volumique θ_w dans les résidus en fonction de la succion ψ . La CRE se caractérise par :

- La pression d'entrée d'air (Air Entry Value – AEV) : la valeur de succion (ψ_a) à partir de laquelle les résidus commencent à se désaturer ($\theta_w < \theta_s$).
- La pression d'entrée d'eau (Water Entry Value – WEV) : la valeur de succion résiduelle (ψ_r) à partir de laquelle les résidus ont atteint la teneur en eau résiduelle (θ_r) ou le moment où l'eau commence à pénétrer dans les résidus lors d'un cycle de mouillage.

La CRE des résidus peut être déterminée en laboratoires, notamment par l'intermédiaire de la cellule Tempe ou par l'intermédiaire de l'essai à la plaque de pression, pour des succions allant jusqu'à 1500 kPa (ASTM-D6836), ou d'autres méthodes in situ (Klute, 1986; U.S.E.P.A., 1993). La teneur en eau volumique peut se mesurer par des méthodes directes mais perturbent le milieu par extraction de l'eau ou avec l'utilisation de produits chimiques (Gardner, 1958). Des méthodes indirectes existent et mesurent la conductivité électrique ou encore la conductivité thermique (Lal & Shukla, 2004).

2.5.3.1 Modèles descriptifs

Les modèles descriptifs sont basés sur des mesures de laboratoire ou des essais de terrain (Brooks & Corey, 1964; Fredlund & Xing, 1994; van Genuchten, 1980). Un des modèles les plus employés est celui de van Genuchten (1980) :

$$\theta_w = \theta_r + (\theta_s - \theta_r) \left[\frac{1}{1 + (\alpha_{vg} \psi_m)^{n_{vg}}} \right]^{m_{vg}} \quad (2.8)$$

Avec : θ_w : teneur en eau volumique (-)

ψ_m : charge de succion matricielle (cm)

α_{vg} : constante d'ajustement du modèle (cm⁻¹)

n_{vg}, m_{vg} : constante d'ajustement du modèle. Pour $0 < (m_{vg} = 1 - 1/n_{vg}) < 1$

2.5.3.2 Modèles prédictifs

Les modèles prédictifs utilisent les propriétés géotechniques du milieu, notamment le modèle MK (Kovács modifié), à partir des travaux de Aubertin et al. (2003); Kovács (1981); Mbonimpa, Aubertin et Bussière (2006). Ce modèle se base sur les composantes des forces adhésives (S_a) et des forces de capillarités (S_c) :

$$\theta_w = n \times S_r = n \times [1 - \langle 1 - S_a \rangle (1 - S_c)] \quad (2.9)$$

Avec : n : porosité (-)

S_a : degré de saturation dû aux forces d'adhésion, équation 2.11;

S_c : degré de saturation dû aux forces capillaires, équation 2.12;

$\langle \rangle$: Crochets de Macaulay $\langle y \rangle = 0,5 (y + |y|)$

$$S_a = a_c \times \left[1 - \frac{\ln(1 + \frac{\psi_m}{\psi_r})}{\ln(1 + \frac{\psi_0}{\psi_r})} \right] \times \left[\frac{\left(\frac{h_{co}}{\psi_n} \right)^{\frac{2}{3}}}{e^{\frac{1}{3}} \left(\frac{\psi_m}{\psi_n} \right)^{\frac{1}{6}}} \right] \quad (2.10)$$

$$S_c = 1 - \left[1 + \left(\frac{h_{co}}{\psi_m} \right)^2 \right]^m \times \exp \left[-m \times \left(\frac{h_{co}}{\psi_m} \right)^2 \right] \quad (2.11)$$

Avec: a_c : coefficient d'adhésion [-], fixé à 0,01 pour un sol granulaire (Aubertin et al., 2003);

e : indice des vides (-);

$\psi_0 = 10^7$ cm, succion pour θ_w nulle;

$\psi_n = 1$ cm : paramètre de normalisation;

h_{co} : hauteur de remontée capillaire équivalente (cm);

m : coefficient de distribution de la taille des pores [-], ($m = 1 / C_u$) pour $C_u < 20$;

Pour les matériaux granulaires (Mbonimpa, Aubertin & Bussière, 2006):

$$h_{co} = \frac{0,75}{e \times D_{10} \times (1,17 \times \log C_u + 1)} \quad (2.12)$$

$$\psi_r = 0,86 \times h_{co}^{1,2} \quad (2.13)$$

Avec : C_u : coefficient d'uniformité, $C_u = D_{60} / D_{10}$ (-). D_{10} ; D_{60} (cm)

L'allure de la courbe de rétention va être modifiée par phénomène d'hystérésis si les résidus se trouvent dans un cas cycle de mouillage ou de séchage (Mualem, 1976a). L'arrangement des pores, l'angle de contact goutte/solide, la présence d'air emprisonné dans les pores, la variation de volume (tassement) ou encore la condensation capillaire peuvent expliquer ce phénomène (Maqsoud et al., 2002; Maqsoud et al., 2006). Le modèle MK peut tenir compte de cet effet en multipliant h_{co} par le cosinus de l'angle de contact β_w , lors du mouillage (Maqsoud et al., 2006).

2.5.4 Fonction de perméabilité

La conductivité hydraulique des résidus diminue lorsqu'ils se désaturent (Mbonimpa, Aubertin & Bussière, 2006). La fonction de perméabilité (k_u) illustre la variation de la conductivité hydraulique k_w en fonction de la succion matricielle ψ_m . Un sable (matériau grossier) peut ainsi avoir une conductivité hydraulique plus faible qu'un silt (matériau fin) en condition non saturée.

La fonction de perméabilité est difficile à mesurer au laboratoire et est principalement déterminée à partir des modèles prédictifs de la CRE puisque la conductivité hydraulique est fonction de la teneur en eau volumique et donc de la succion. La conductivité hydraulique relative k_r permet de lier la conductivité hydraulique non saturée à la conductivité hydraulique saturée (Mbonimpa, Aubertin & Bussière, 2006):

$$k_w = k_r \times k_{sat} \quad (2.14)$$

Plusieurs modèles permettent également de décrire la conductivité relative, mais elle est principalement déterminée par le modèle de Mualem (1976b) et van Genuchten (1980):

$$k_r = \theta_e^\lambda \times \left[1 - \left(1 - \theta_e^{1/m_{vg}} \right)^{m_{vg}} \right]^2 \quad (2.15)$$

$$\theta_e = \frac{\theta_w - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \left[1 + (\alpha_{vg} \times \psi_m)^{n_{vg}} \right]^{-m_{vg}} \quad (2.16)$$

Avec, θ_e : teneur en eau réduite [-];

$\lambda = 0,5$, d'après van Genuchten (1980);

2.5.5 Variation de l'indice des vides

L'arrangement des grains va déterminer la valeur de la porosité (De Larrard, 2000) et l'indice des vides à dépôt ou initial (e_0) peut être comparé avec un état lâche ($e_{\max}$) puis, après compaction, à un état dense ($e_{\min}$ ou e_s) (Robitaille & Tremblay, 1997). La courbe de retrait volumique (CRV) permet d'intégrer la compressibilité des sols déformables dans l'analyse de la courbe de rétention d'eau (CRE), en mettant en évidence la variation de l'indice des vides en fonction de la succion (Mbonimpa, Aubertin, Maqsoud, et al., 2006).

La phase 1 correspond à un retrait volumique en zone saturée. La phase 2, à partir de l'AEV, est la combinaison d'un retrait et de la diminution de la teneur en eau. La phase 3 correspond à la limite de retrait (ψ_{es}), c'est-à-dire une variation de teneur en eau sans variation de volume. D'autres facteurs vont influencer le comportement hydrogéotechnique du sol et créer des chemins préférentiels, tels que les cycles de mouillage-séchage, de gel-dégel, l'érosion due au ruissellement

de surface ou interne (notamment animaux, végétaux) ou encore des réactions chimiques. La teneur en eau initiale, le tassement naturel, les travaux sur les aires d'entreposages et les conditions d'exposition sont parmi les facteurs influençant la porosité des résidus en place (Aghazamani et al., 2024).

2.5.6 Echange avec le milieu naturel

La teneur en eau des résidus déposés en surface varie au cours du temps et en fonction des conditions climatiques. La zone active correspond à l'épaisseur de résidus subissant les fluctuations saisonnières (Blight, 1997) et est principalement affectée par les variations de température, des taux d'évaporation et d'infiltration, de la présence de végétation, du vent et de l'humidité relative (Lu & Likos, 2004). Caractériser son épaisseur permet de déterminer les zones qui risquent de se désaturer et de s'oxyder (Nelson et al., 2001). Le bilan hydrique permet d'estimer les fluctuations de la teneur en eau dans les résidus en identifiant (1) les apports d'eau, comme les infiltrations P et les remontées capillaires depuis la nappe RC, et (2) les pertes, comme le drainage D , l'évaporation E et le ruissellement R (Hillel, 2004):

$$\Delta\theta_w + \Delta B = (P + RC) - (D + E + T + R) \quad (2.17)$$

Avec : $\Delta\theta_w$: variation de la teneur en eau du milieu ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$);

ΔB : variation du contenu en eau de la biomasse ($\text{m}^3.\text{m}^{-2}$);

P : précipitations (m);

RC : remontées capillaires depuis la nappe phréatique (m);

D : drainage (m);

E : évaporation (m)

T : transpiration des végétaux (m);

R_u : ruissellement (m);

Dans le cadre de cette étude, les composantes du bilan hydrique liées à l'infiltration et à l'évaporation de l'eau sont particulièrement critiques dans l'étude des interactions entre résidus et atmosphère. L'influence de la biomasse (ΔB et T) sur le comportement hydrique des résidus, à

travers l'absorption racinaire et la transpiration des plantes, n'a pas été prise en compte, en raison de l'absence de couverture végétale sur les parcs à résidus en activité.

2.5.6.1 Infiltration

L'infiltration est le mécanisme principal d'entrée de l'eau dans les résidus et est contrôlée par la gravité et les forces matricielles (Kirkham, 2014). Le taux d'infiltration, correspondant au flux d'eau pénétrant par unité de surface et de temps, dépend notamment de la conductivité hydraulique et la teneur en eau initiale (Hillel & Hatfield, 2005). L'infiltration de l'eau crée une zone de transmission depuis la surface, caractérisée par une teneur en eau élevée. Cette zone s'épaissit progressivement à mesure que front de mouillage progresse. Le front de mouillage correspond à l'interface entre le matériau sec et le matériau humidifié (Hillel, 1998). Lorsque les résidus sont saturés ($S_r = 100\%$), le taux d'infiltration en surface tend à se stabiliser et devient équivalent à la conductivité hydraulique saturée (Bréard-Lanoix, 2017; Delleur, 1999). Lorsque que le matériau est saturé, la teneur eau volumique finale est égale à la porosité.

Toutefois, les résidus sont caractérisés par une capacité d'infiltration maximale. Lorsque l'intensité des précipitations devient supérieure à la capacité d'infiltration, l'eau ne s'infiltre plus et commence à s'accumuler en surface et à ruisseler (Bréard-Lanoix, 2017). L'intensité mais aussi la fréquence des événements de précipitations a un impact direct sur l'infiltration, de même que la pente et un éventuel couvert de neige. Les capacités d'infiltrations d'un sol peuvent se mesurer sur le terrain, par exemple à l'aide d'un infiltromètre à double anneau ou encore des tests de percolation (McWhorter & Nelson, 1979) ou se représenter à l'aide de modèles empiriques (Holtan 1961) et mathématiques (Mollerup, 2007). L'équation de Green et Ampt (1911) décrivant la quantité d'infiltration au temps t s'exprime par (Miyazaki, 2006):

$$I(t) = k_f \times t + \Delta\theta_w (H_w + \psi_f) \times \ln\left(1 + \frac{1}{\Delta\theta (H_w + \psi_f)}\right) \quad (2.18)$$

Avec : k_f : conductivité hydraulique de la zone de mouillage (m.s^{-1});

H_w : hauteur d'eau au-dessus de la couche de matériau (m);

$\Delta\theta_w$: variation de la teneur en eau volumique [-];

ψ_f : succion du front de mouillage (m);

I : Infiltration cumulée par unité de surface ($\text{m}^3.\text{m}^{-2}$) en fonction du temps t (s);

Ces équations analytiques se basent néanmoins sur des hypothèses simplificatrices parfois très éloignées des conditions de terrain, en ne tenant pas compte des conditions initiales ou de l'hétérogénéité (Ali et al., 2016; Bouwer, 2002). Les simulations sont de plus en plus privilégiées pour reproduire les comportements observés sur le terrain (Bréard-Lanoix et al., 2020). Les travaux de Dubuc (2018) ont permis de calibrer et de valider (en partie) des modèles numériques avec le code SEEP/W (GeoStudio, 2016), à partir d'essais d'infiltration à grande échelle d'une couche de contrôle des écoulements installée sur une halde à stériles. Cette validation partielle reflète notamment les incertitudes liées aux mesures de terrains et les hypothèses simplificatrices des modèles numériques, susceptibles de limiter la représentativité des résultats.

2.5.6.2 Évaporation

L'évaporation peut se produire depuis une surface de l'eau libre ou directement depuis la surface des résidus, correspondant à un transfert d'eau des résidus vers l'atmosphère. Le taux d'évaporation à partir des résidus dépend de la température et de l'humidité relative de l'air, des radiations nettes à la surface, de la vitesse et direction du vent, de la capacité de rétention d'eau, de l'albédo, de la chaleur latente, de l'évaporation et de la salinité (Cui & Zornberg, 2008; Simms, 2017).

L'évaporation potentielle (PE : *potential evaporation*) correspond à une évaporation sans restriction pour des résidus totalement saturés, tandis que l'évaporation réelle (AE : *actual evaporation*) se produit lorsque les résidus commencent à se désaturer (Simms et al., 2007).

Le phénomène d'évaporation se déroule en 3 étapes (Bossé et al., 2015a; Oldecop et al., 2017) :

- Étape 1 : évaporation constante en surface, proche du PE ($10\% < S_r < 30\%$).
- Étape 2 : le matériel se désature, diminuant la conductivité hydraulique. Une partie de l'eau remonte sous forme de vapeur. Le taux d'évaporation diminue rapidement.
- Étape 3 : la diffusion de vapeur est le seul mécanisme d'évaporation, du fait de la discontinuité de la phase aqueuse.

Différentes méthodes existent pour estimer l'évaporation en se basant sur le bilan hydrique, les conditions atmosphériques ou encore le bilan énergétique. Les méthodes de Mahrt et Ek (1984); Penman (1948); Priestley et Taylor (1972) sont basées sur les bilans énergétiques du système. Le modèle de Penman a été modifié par Wilson et al. (1994) et propose une équation de l'AE qui

dépend de l'humidité relative du sol et de l'air. Le logiciel SEEP/W calcule l'AE de la surface des résidus en intégrant les flux de vapeur à l'équation de Penman modifiée (GeoStudio, 2021):

$$AE = \frac{\Gamma R_n + v E_a}{\Gamma + A v} \quad (2.19)$$

Avec : Γ : pente de la courbe de pression de vapeur saturante, fonction de la température de l'air (kPa. °C⁻¹);

R_n : Bilan énergétique de surface ou énergie radiante nette en termes de flux d'eau (W.m⁻²);

v : Constante psychrométrique (kPa.°C⁻¹);

E_a : Flux énergétique effectif du vent ou aridité (W.m⁻²). Représente l'effet combiné du vent et de l'écart d'humidité relative entre l'air et le sol, sur le potentiel d'évaporation;

A : Inverse de l'humidité relative à la surface du sol [-]

Le ratio AE/PE correspond à l'évaporation relative et peut être estimé avec l'équation modifiée de Penman (Wilson et al., 1997):

$$\frac{AE}{PE} = \frac{e^{\left(\frac{\psi g W}{RT}\right)} - RH_a}{1 - RH_a} \quad (2.20)$$

Avec : W : poids moléculaire de l'eau (kg.mol⁻¹);

R : constante des gaz parfaits (J.mol⁻¹.K⁻¹);

T : température (K);

RH_a : humidité relative de l'air [-]

ψ : succion (m);

g : accélération (m².s⁻¹);

Lorsque les résidus sont exposés aux conditions météorologiques, des fissures de dessiccation peuvent se former en raison de leur assèchement, ce qui peut favoriser une évaporation plus profonde (Simms et al., 2007). L'influence climatique (conditions d'exposition) est une composante importante vis-à-vis de la stabilité géochimique et géotechnique des résidus (Pearce et al., 2011).

2.5.6.3 Partition infiltration et évaporation

La partition entre les flux d'eau qui s'infiltrent dans les résidus et ceux qui s'évaporent se caractérise par un plan ne présentant aucun flux (ZFP ; *zero-flux plane*) et où le gradient hydraulique i est égal à 0. Le gradient hydraulique est orienté vers le haut au-dessus du plan pour l'évaporation) et vers le bas en dessous du plan pour le drainage (Miyazaki, 2006). Déterminer le ZFP permet d'évaluer la profondeur de la zone active dans les résidus et reflète la profondeur d'influence de l'évaporation (Martin, 2018).

Quatre profils de flux théoriques peuvent être observés. Une absence de ZFP se traduit par un flux dans un sens unique. Par exemple, un flux vers le bas indique un PE faible et une infiltration élevée durant une période humide (précipitations, fonte des neiges). Dans le cas contraire, un flux vers le haut correspond à une période sèche et un PE élevé. La représentation typique du ZFP correspond au moment où l'eau s'évapore au-dessus du plan et l'eau se draine en dessous. Enfin, le dernier représente un cas où deux ZFP sont présentes dans la profondeur de résidus. Cette situation peut se produire au début d'une période humide, à la suite d'une période sèche (Healy, 2010).

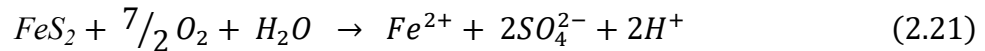
Les échanges avec le milieu et la partition évaporation-infiltration sont des composantes importantes vis-à-vis des risques de contamination. L'évaporation de l'eau diminue le degré de saturation des résidus et expose les minéraux sulfureux à l'oxydation, pouvant mener à la génération de drainage minier contaminé.

2.6 Drainage minier contaminé

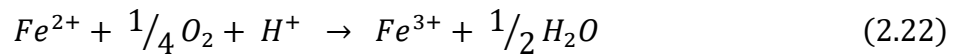
2.6.1 Drainage minier acide

La présence de sulfures est fréquente dans les résidus de mines à roches dures et l'oxydation des sulfures contenus génère un lixiviat avec un pH faible (< 6), une augmentation de la concentration

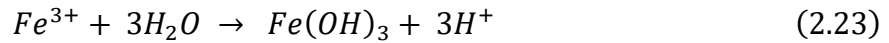
en sulfates et en métaux dissous (p.ex., cuivre, zinc, nickel, fer, plomb) (Blowes et al., 1991; Lindsay et al., 2015; Nordstrom & Alpers, 1999). La génération de DMA peut résulter de deux mécanismes d'oxydation : l'oxydation directe et l'oxydation indirecte. La réaction d'oxydation directe se produit lorsque les minéraux sulfureux rentrent en contact directement avec l'eau et l'oxygène (Lindsay et al., 2015). Par exemple, dans un milieu à pH neutre, l'oxydation directe de la pyrite (FeS_2) produit du fer ferreux (Fe^{2+}) et des ions H^+ qui acidifient le milieu:



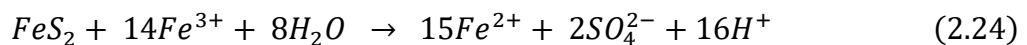
Le fer ferreux produit par l'équation 2.21 peut s'oxyder à son tour pour produire du fer ferrique (Fe^{3+}) :



Pour des pH supérieurs à 5, le fer ferrique peut précipiter sous forme d'hydroxyde, entraînant la formation d'ions H^+ supplémentaires, réduisant la valeur du pH (Lindsay et al., 2015) :



Lorsque la valeur du pH devient inférieure à 3,5, le fer ferrique agit comme accepteur d'électrons, permettant de maintenir le processus d'oxydation même en absence d'oxygène. Ce mécanisme correspond à l'oxydation indirecte et devient alors plus rapide que le mécanisme d'oxydation directe (Lottermoser, 2010) :

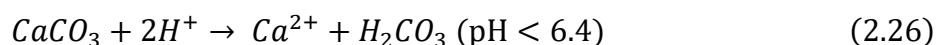
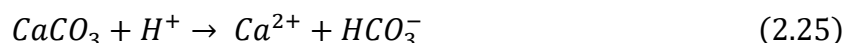


D'autres minéraux sulfureux sont susceptibles de générer du DMA, notamment la pyrrhotite (Fe_{1-x}S), la chalcopyrite (CuFeS_2) ou encore l'arsénopyrite (FeAsS). La quantité d'ions H^+ générés est liée aux mécanismes impliqués et est dépendante de la cinétique de réaction (Bussière & Guittonny, 2021).

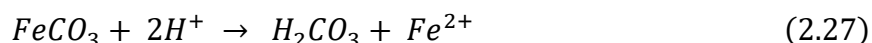
2.6.2 Neutralisation

Les résidus peuvent être non générateurs si la capacité de génération d'acide est inférieure au potentiel de neutralisation de certains minéraux (Bouzhazah et al., 2014b). La dissolution des minéraux neutralisants, notamment les carbonates et les silicates, permet de tamponner (au moins en partie) l'acidification du milieu. À noter que l'acide peut également être neutralisé lors d'échanges de cations avec des minéraux argileux (Lottermoser, 2010).

Les carbonates de magnésium, notamment la calcite (CaCO_3) et la dolomite ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$), présentent une cinétique de réaction élevée et donc un potentiel de neutralisation important (Bouzhazah et al., 2014b). La dissolution des minéraux neutralisants consomme l'acidité (équation 2.28), où une mole de calcite consomme une mole de H^+ , voire 2 moles lorsque le pH diminue (équation 2.26) (Dold, 2005). Ces minéraux réagissent avec les protons en formant des ions HCO_3^- et permettent de maintenir un pH supérieur à 5.5 (Blowes, Ptacek, Jambor, et al., 2003).



La contribution des minéraux à la neutralisation est liée à la quantité et à la réactivité, mais également à la taille des grains et de la surface de contact (Lindsay et al., 2015). Les premiers minéraux à neutraliser la réaction sont la calcite et la dolomite, puis la sidérite (FeCO_3) intervient. La dissolution de la sidérite consomme des ions H^+ mais libère des ions Fe^{2+} :



À cause de l'oxydation des ions Fe^{2+} (équation 2.23) et l'hydrolyse des ions Fe^{3+} (équation 2.24) relâchant autant d'ions H^+ que consommés par la dissolution de la sidérite, la réaction n'est pas totalement neutralisante (Plante et al., 2021).

Certains minéraux neutralisants se dissolvent rapidement lorsque le pH baisse tandis que d'autres sont pratiquement inertes. Des séquences de neutralisation existent comme par exemple (Blowes, Ptacek & Jurjovec, 2003):

- Calcite pour un pH compris entre 7.5 et 6.5;

- Sidérite pour un pH compris entre 6.3 et 4.8;
- Hydroxyde d'aluminium $\text{Al}(\text{OH})_3$ pour un pH compris entre 4.3 et 4.0;
- Hydroxyde de fer $\text{Fe}(\text{OH})_3$ pour un pH inférieur à 3.5;

Une autre approche consiste à comparer les pouvoirs neutralisants des minéraux en les quantifiant sur le nombre de moles requis pour neutraliser une mole d'acide sulfurique (Paktunc, 1999a, 1999b).

2.6.3 Drainage neutre contaminé (DNC)

L'acidité, générée par l'oxydation des minéraux sulfureux, est consommée par le pouvoir tampon des minéraux neutralisants, permettant de maintenir un pH proche de la neutralité (Nordstrom et al., 2015). Des métaux et métalloïdes tels que l'arsenic, le nickel, le cobalt ou encore le sélénium sont mobiles dans ce type de milieu et peuvent le contaminer (Lindsay et al., 2015; Plante et al., 2011). Le DNC se caractérise par une valeur de pH comprise entre 6 et 9 et des concentrations en métaux élevées (Morin & Hutt, 2001).

Des minéraux non sulfureux peuvent aussi s'oxyder sans générer d'acide (sous l'action de l'oxygène) comme la galène (PbS), la sphalérite (ZnS) ou encore la chalcoppyrite (CuFeS_2) (Bouzahzah et al., 2014b). Une oxydation localisée va permettre aux métaux de se dissoudre et rendre mobile d'autres contaminants (Bussière et al., 2005).

La qualité des effluents à long terme est avant tout déterminée par la minéralogie, mais un DNC peut s'acidifier ou s'alcaliniser en fonction des conditions climatiques, de terrain et dans le temps (Frau et al., 2015; Morin & Hutt, 2001).

2.6.4 Cinétique de réaction

La cinétique de génération de DMA s'effectue en trois phases. Les deux premières phases du DMA (équations 2.21 à 2.23) ont lieu à des pH suffisamment élevés ($> 4,5$). En phase III (équation 2.24), le pH est inférieur à 4,5 pour permettre l'oxydation indirecte de la pyrite. L'oxydation du Fe^{2+} en Fe^{3+} est très rapide lorsque le pH est supérieur à 4 et permet l'entretien de la réaction d'oxydation indirecte de la pyrite. De plus, une mole de pyrite génère 16 ions H^+ en phase III contre environ 4 pour la réaction d'oxydation directe. La génération de DMA est donc un phénomène qui commence lentement et qui s'accélère dans la dernière phase (Bussière & Guittonny, 2021).

De nombreux facteurs influencent les cinétiques de réactions impliquées dans le développement du DMA et du DNC (Blowes et al., 2014; Bussière & Guittony, 2021; Dold, 2008; Dold & Fontboté, 2002; Hakkou et al., 2008; Hoffmann et al., 1981; Khorasanipour, 2015; Lottermoser, 2010; Price, 2009). Certains facteurs sont :

- Intrinsèques : minéralogie, granulométrie, surface spécifique, structure cristalline du minéral ou encore l'évolution du minéral dans le temps.
- Extrinsèques : conditions climatiques (notamment température, humidité, précipitations) et conditions géochimiques (apport en oxygène, pH, présence de bactéries, concentration en métaux). L'influence des facteurs extrinsèques est notamment dépendant de la gestion des résidus et des techniques de restaurations.
- Dépendant des propriétés hydrogéologiques : conductivité hydraulique ou courbe de rétention d'eau.

2.6.4.1 Influence du minéral

Le coefficient du taux de réaction (K_r) correspond à la réactivité d'un minéral avec l'oxygène. Une estimation de ce coefficient est obtenue par le modèle de Collin (1987), considérant que seule la pyrite est réactive, que sa surface par unité de volume correspond à celle des grains solides et est directement accessible à l'oxygène :

$$K_r = K' \times \frac{6}{D_H} (1 - n) \times C_p \quad (2.28)$$

Avec : K' : réactivité intrinsèque de la pyrite pure avec l'oxygène ($\text{m}^3\text{O}_2 \cdot \text{m}^{-2}_{\text{pyrite}} \cdot \text{s}^{-1}$);

D_H : diamètre équivalent des grains (m);

C_p : pourcentage massique de pyrite dans le sol sec ($\text{kg} \cdot \text{kg}^{-3}$);

n : porosité (-).

D_H est une estimation du diamètre équivalent des particules, à partir de la granulométrie (Aubertin et al., 1998; Mbonimpa, Aubertin, Dagenais, et al., 2002):

$$D_H = [1 + 1,17 \log(C_U)] \times D_{10} \quad (2.29)$$

Également, le degré de libération des minéraux, c'est-à-dire la proportion de minéral disponible pour la réaction, a une importance majeure sur la réactivité car les processus de surface (oxydation ou neutralisation) ne sont possibles que sur les surfaces exposées (Elghali et al., 2018; Elghali et al., 2019). De plus, la structure des minéraux joue aussi un rôle sur les surfaces de contact et de réaction. Par exemple, la pyrite framboïdale présente une surface de contact potentiellement plus élevée que la pyrite automorphe ou subhédral, accélérant les processus d'oxydation (Lindsay et al., 2009). Des essais cinétiques ont montré que la pyrrhotite s'oxyde environ 8 fois plus rapidement que la pyrite (Chopard et al., 2017), notamment à cause des atomes de fer manquants dans sa structure cristalline (Keith & Vaughan, 2000).

Le taux d'oxydation peut varier de 2 à 15 fois entre les différents minéraux sulfureux comme la pyrite, la pyrrhotite, la chalcopryrite, la sphalérite ou encore l'arsénopyrite (Chopard et al., 2015). Les travaux de Jambor (1994) propose une classification de la réactivité en fonction du minéral : Pyrrhotite > galène = sphalérite > pyrite = arsénopyrite > chalcopryrite > magnétite.

2.6.4.2 Rôle des bactéries

Des bactéries présentes dans le milieu contribuent à catalyser les réactions (Alpers, 1994; Auld et al., 2013; Hoffmann et al., 1981; Silverman, 1967). Il existe trois types de bactéries qui interviennent dans la génération du DMA: Acidithiobacillus, Thiobacillus et Leptospirillum. Ces bactéries sont (Kelly & Wood, 2000; Leduc et al., 2002) :

- Ferrooxydantes : oxydent le Fe^{2+} en Fe^{3+} ;
- Sulfooxydantes : oxydent le soufre natif en acide sulfurique.

Les bactéries ferrooxydantes oxydent les sulfures et catalysent la réaction avec le fer ferreux (équation 2.25), dont le taux de réaction peut être multiplié par 1000 (SRK, 1989). Les bactéries sulfooxydantes peuvent se trouver à l'état naturel dans les résidus ou sont formées à la suite d'une oxydation incomplète des sulfures (Leduc & Ferroni, 1994). Les bactéries présentes dans le milieu varient en fonction des minéraux, de la présence d'eau et d'oxygène, du pH et de la température.

2.6.4.3 Température

L'oxydation des sulfures est une réaction exothermique, permettant au taux d'oxydation d'augmenter avec la température et de créer une réaction en chaîne. Cette élévation de la température est notamment marquée dans les haldes à stériles (Amos et al., 2015), où des gradients

de température, de pression et de concentration en oxygène induisent un phénomène de convection. Les phénomènes d'advection et de diffusion se combinent et accélèrent la génération de DMA et de DNC (Aubertin, Bussière, Bernier, et al., 2002). Ces réactions combinées à l'évaporation peuvent diminuer fortement le pH et augmenter les concentrations en métaux (Nordstrom et al., 2015). Enfin, les mécanismes d'oxydation sont ralentis en cas de faible température. De plus, l'oxydation des sulfures nécessite un apport aqueux et la quantité d'eau liquide diminue avec le gel (Plante et al., 2021).

2.6.4.4 Minéraux secondaires

La cinétique de réaction des minéraux primaires va induire la précipitation de minéraux secondaires à la suite des réactions d'oxydations (Blowes & Jambor, 1990). La présence de minéraux secondaires va mettre à disposition des anions et des cations dans les lixiviats (Plante et al., 2021), influencer la mobilité des métaux et ainsi la génération de DMA du potentiel de neutralisation (Nordstrom et al., 2015). Parmi les minéraux secondaires, les sulfates, les carbonates et les oxydes/hydroxydes sont les plus représentés (Blowes et al., 2014), et notamment la goethite, le gypse, la jarosite ou encore le soufre natif en lien avec le DMA (Jambor, 2000).

2.6.5 Transport de l'oxygène en milieu poreux réactif

L'oxydation des sulfures est principalement régie par le transport de l'oxygène dans les milieux poreux. Ce transport s'effectue essentiellement par advection dans les matériaux grossiers comme les roches stériles, (Bussière & Guittonny, 2021). En revanche, l'advection devient négligeable dans les matériaux fins, comme les résidus, notamment en raison de la faible perméabilité à l'air. C'est alors la diffusion qui est le mécanisme dominant (Aachib et al., 2004; Yanful, 1993).

L'oxydation des résidus miniers réactifs accentue le gradient de concentration en oxygène, augmentant le flux d'oxygène à la surface. Ce flux est influencé par le coefficient de diffusion de l'oxygène (D_e ; $m^2.s^{-1}$), lui-même fortement influencé par le degré de saturation du milieu (Aachib et al., 2004):

$$D_e = \left(\frac{1}{n^2}\right) \times (D_a^0 \theta_a^{P_a} + H D_w^0 \theta_w^{P_w}) \quad (2.30)$$

Avec : H : Constante de Henry et $H \approx 0,03$ pour l'oxygène à 20°C.

P_a : Paramètre relié à la tortuosité dans la phase gazeuse (-)

P_w :	Paramètre relié à la tortuosité dans la phase liquide (-)
D_a^0 :	Coefficient de diffusion de l'oxygène à l'air libre $\approx 2.0 \times 10^{-5} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$ à 20°C
D_w^0 :	Coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau $\approx 2.2 \times 10^{-9} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$ à 20°C

La constant de Henry permet de traduire la valeur de la teneur en oxygène à l'équilibre dissous dans l'eau. Et les coefficients P_w et P_a sont des coefficients empirique pouvant être déterminés à partir des expressions suivantes :

$$P_w = 1,201\theta_w^3 - 1,515\theta_w^2 + 0,987 \theta_w + 3,119 \quad (2.31)$$

$$P_a = 1,201\theta_a^3 - 1,515\theta_a^2 + 0,987 \theta_a + 3,119 \quad (2.32)$$

C'est la première loi de Fick qui est utilisée pour évaluer les flux d'oxygène dans les milieux poreux à la profondeur z et au temps t , en fonction du coefficient de diffusion de l'oxygène et du gradient de concentration en oxygène (Aachib et al., 2004; Hillel, 1998):

$$F(z, t) = -D_e \times \frac{\partial C_{O_2}(z, t)}{\partial z} = -\theta_{eq} \times D^* \times \frac{\partial C_{O_2}(z, t)}{\partial z} \quad (2.32)$$

Avec : D^* : Coefficient de diffusion apparent, où $D_e = \theta_{eq} \times D^*$ ($\text{m}^2.\text{s}^{-1}$)

C_{O_2} : Concentration en oxygène ($\text{kg}.\text{m}^{-3}$)

$\frac{\partial C_{O_2}(z, t)}{\partial z}$: Gradient de concentration sur la distance z (m) au temps t (s)

θ_{eq} : Teneur en air équivalente (-)

La teneur en air équivalent (θ_{eq}) permet de prendre en compte les flux d'oxygène à la fois dans la phase gazeuse and dans la phase liquide (oxygène dissous). Ce paramètre est important notamment pour les matériaux fortement saturés (Aubertin et al., 2000):

$$\theta_{eq} = \theta_a + H \times \theta_w \quad (2.33)$$

Maintenir un degré de saturation élevé supérieur à 85 % permet généralement de réduire le flux d'oxygène à un niveau suffisamment faible pour limiter, voire prévenir la formation de DMA

(Aubertin, Bussière & Bernier, 2002). L'évaluation du flux d'oxygène peut être réalisée par différentes approches : des méthodes expérimentales (Elberling et al., 1994; Mbonimpa et al., 2011), des modèles analytiques (Mbonimpa et al., 2003) ou des simulations numériques, notamment SEEP/W couplé à CTRAN/W (GeoStudio, 2021).

2.6.6 Évaluation du potentiel de génération de DMA

Le guide de caractérisation des résidus miniers et du minerais du Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP, 2020) est un document essentiel pour encadrer les projets miniers au Québec. Il permet d'évaluer les impacts environnementaux des résidus miniers et du minerais dans le cadre des demandes d'autorisation en vertu de la LQE. Afin d'harmoniser les pratiques en matière de caractérisation environnementale des résidus miniers et du minerais, le guide est structuré en cinq parties. Il débute par la définition des substances ciblées et introduit un système de classification fondé sur les risques environnementaux anticipés. Les chapitres suivants précisent les méthodes d'échantillonnage et de caractérisation à considérer selon les objectifs. Le quatrième chapitre mentionne les procédures de classement et les choix des essais à réaliser pour les différentes étapes de caractérisation environnementale. Enfin, le guide établit les attentes relatives au contenu des rapports de caractérisation.

Au laboratoire, des essais statiques ou cinétiques permettent d'estimer le potentiel de génération d'acide des résidus. Les essais statiques analysent le potentiel d'acidification PA et de neutralisation PN, sans prendre en compte les cinétiques de réactions. Ces essais permettent de tirer un bilan sur le potentiel de génération d'acide, à partir des données chimiques ou minéralogiques. Plusieurs essais statiques existent, par exemple :

- L'essai Sobek (Sobek et al., 1978) permet de calculer le PN, en estimant la quantité totale de calcite nécessaire à neutraliser l'acide généré par la quantité totale de soufre de l'échantillon (essai modifié en 1996).
- L'essai type NAG se base sur l'oxydation des sulfures avec du peroxyde d'hydrogène et le pouvoir tampon des minéraux neutralisants. Le résultat permet d'obtenir le potentiel net de neutralisation PNN et l'évolution de pH et de température en fonction du temps (Bouzahzah et al., 2014b).
- Des essais minéralogiques ont notamment été proposés par Lawrence et Scheske (1997) et Paktunc (1999b), permettent d'apprécier l'apport de chaque minéral au PN global.

Les essais cinétiques mesurent la réactivité des matériaux en tenant compte de la vitesse de génération d'acide et de neutralisation. Les essais de laboratoire tentent de reproduire les processus d'altération pouvant affecter les caractéristiques du drainage minier. Ces essais soumettent les résidus à des cycles de rinçage pour collecter et analyser les paramètres géochimiques des lixiviats (par exemple le pH, le potentiel redox, ou encore la conductivité électrique). Les résultats indiquent si les échantillons sont générateurs de DMA, le délai associé ainsi que les contaminants présents dans le lixiviat. Parmi les essais cinétiques, il y a :

- Les essais en cellules humides (ASTM-D5744, 2013) ;
- Les essais en colonne, non standardisés mais avec recommandations pour le design et la procédure de réalisation (ASTM-D4874, 2014). Ces essais permettent de contrôler l'évolution des propriétés des résidus dans le temps et notamment pour tester des méthodes de restauration (Kalonji-Kabambi et al., 2017; Pabst et al., 2014).

La réalisation d'essais de terrain imite les conditions réelles d'exposition (plus réaliste qu'en laboratoire), comme les cycles de mouillage-séchage, les variations de température, l'infiltration des précipitations. Plusieurs essais de terrains ont été réalisés pour évaluer l'efficacité de méthodes

de restauration, notamment les travaux de Demers, Bouda, et al. (2015); Kalonji-Kabambi, Bussière, et al. (2020); Rey et al. (2016).

En complément, des outils numériques existent pour l'interprétation des essais cinétiques. MIN3P est un modèle numérique à éléments finis permettant de simuler l'évolution hydrogéochimiques des résidus réactifs dans le temps (Mayer, 1999). Le logiciel simule correctement l'oxydation des résidus et autres processus géochimiques, par exemple l'oxydoréduction, la dissolution-précipitation et la neutralisation (Mayer et al., 2012). Kalonji-Kabambi, Demers, et al. (2020); Molson et al. (2008); Ouangrawa et al. (2009); Sako et Pabst (2023b) ont notamment utilisé le logiciel pour simuler les réponses hydrogéochimiques de résidus réactifs au laboratoire ou sur le terrain.

Exclure un ou plusieurs éléments réactifs des réactions d'oxydation est nécessaire pour limiter la génération de DMA. Plusieurs méthodes consistent à enlever ou isoler les sulfures, empêcher l'eau ou l'oxygène d'accéder aux résidus ou encore contrôler le pH et l'action bactérienne (Aubertin et al., 2016; SRK, 1989). La gestion des résidus est primordiale afin de limiter la contamination de l'environnement.

2.7 Gestion des résidus filtrés et restauration progressive des parcs

Les résidus filtrés sont déposés de manière continue et en couches successives dans les parcs à résidus, au fur et à mesure de l'avancement du dépôt. Dès leur sortie des systèmes de filtration, ces résidus sont exposés à l'oxydation. Il est donc essentiel d'inhiber les réactions à la source, le plus en amont possible, afin de prévenir les impacts environnementaux associés (Bussière et al., 2005). L'envoi de résidus réactifs dans des galeries souterraines pour le remblayage constitue une méthode de gestion couramment employée mais l'étude du comportement hydrogéochimique des résidus réactifs entreposés en surface, en interaction avec le climat, est nécessaire (Furnell et al., 2022). Une conception et une gestion adaptées sont indispensables pour assurer la stabilité géochimique du parc.

Des simulations numériques portant sur les approches de gestion des résidus filtrés montrent que l'ajout régulier de couches de résidus permet de contrôler le flux d'oxygène en profondeur. De plus, le mélange de résidus réactifs avec un matériau à fort potentiel neutralisant contribue à prolonger le délai avant l'apparition d'un lixiviat avec un pH acide (Sako & Pabst, 2023a, 2023b).

L'évaluation des flux d'oxygène au sein d'une pile de résidus filtrés (Simms, 2017), combinée à des critères de conception tels qu'un degré de saturation supérieur à 90% (Nzame Ayang, 2021; Sako & Pabst, 2023b) ou un flux d'oxygène inférieur à $50 \text{ g.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ (Aubé et al., 1995; Dagenais et al., 2005) permet d'optimiser les opérations de dépôt pour minimiser la génération d'acide. La compaction à la surface des parcs à résidus filtrés réduit la perméabilité des résidus, ce qui diminue la pénétration de l'oxygène (Lara et al., 2013).

Par ailleurs, la co-disposition avec des roches stériles, sous forme de couches alternées, permet de créer des interfaces générant un effet de barrière capillaire au fur et à mesure de l'avancement du dépôt (Oldecop & Rodari, 2017). Cette méthode, utilisée également pour dévier l'eau, semble prometteuse, bien que des essais à grande échelle soient nécessaires pour confirmer son efficacité sous des régimes de précipitations plus intenses (Oldecop & Rodari, 2017; Oldecop et al., 2017; Rodari Gutierrez & Oldecop, 2021). De nouvelles techniques de co-disposition sont également étudiées, notamment « PasteRockTM » et « GeoWasteTM » pour améliorer les propriétés géotechniques des parcs à résidus (Williams, 2021).

Une fois le dépôt terminé dans une phase du parc à résidus filtrés, la mise en place des travaux de restauration est possible, contribuant à protéger plus rapidement les parcs contre l'érosion et à prévenir la génération de DMA. Combinées aux autres méthodes de restauration existantes, ces interventions renforcent la stabilité géochimique des parcs. Par exemple, en climat aride, l'installation d'une couverture limitant l'infiltration de l'eau (Kwan et al., 2011) permettrait de maintenir une teneur en eau massique inférieure à 10 %, réduisant ainsi les flux d'oxygène (Surrette, 2024) et, par conséquent, la génération de DMA.

2.8 Méthodes de restauration des parcs à résidus miniers

Le site doit être restauré pour assurer l'intégrité physique et géochimique à long terme. Les premiers travaux de restauration consistaient en l'ajout de matériaux alcalins afin de favoriser l'établissement d'une couverture végétale au-dessus des résidus. Cependant, la végétation ne permet pas de réduire efficacement la diffusion de l'oxygène ni l'infiltration de l'eau, ce qui compromet son efficacité dans le contrôle de la génération de DMA (Veldhuizen et al., 1987). Limiter la disponibilité de l'un des paramètres d'oxydation des minéraux sulfureux est alors nécessaire, soit l'oxygène, l'eau et/ou les minéraux sulfureux eux-mêmes (Tableau 2.8). Le choix

de la méthode et de restauration de site nécessite des analyses de laboratoire, des études de terrain et des modélisations numériques pour correspondre au mieux au site (Rykaart et al., 2006).

Tableau 2.8 Méthodes de restauration et de prévention de génération du DMA

Barrière à l'oxygène	Barrière à l'eau	Réduction des mécanismes de réaction
Couverture monocouche + Nappe phréatique surélevée	Couverture monocouche	Couverture isolante
Recouvrement en eau	Stockage et relargage	Désulfuration
Couche à effet de barrière capillaire	Géomembrane	Couverture réactive

2.8.1 Couverture monocouche

Une couverture monocouche peut être constituée de matériaux fins pour retenir l'eau, et ainsi jouer le rôle de barrière à l'oxygène dans des conditions suffisamment humides (Ethier et al., 2013). L'utilisation de résidus non réactifs est adaptée pour jouer le rôle de barrière à l'oxygène (Dobchuk et al., 2013). Toutefois, le contrôle du bilan hydrique n'est pas assuré et la profondeur de la couche affectée par l'évaporation peut être supérieure à 1 mètre (Bussière & Guittonny, 2021).

Également, l'utilisation de matériaux grossiers dans une telle couverture (par exemple sable ou gravier) permet de contrôler l'évaporation et de favoriser l'infiltration (Sylvain et al., 2025), notamment par la création d'un bris capillaire (voir 2.5.4). La désaturation de la couche diminue sa conductivité hydraulique et l'évaporation de l'eau depuis les résidus sous-jacents sera alors ralentie (Bussière et al., 2004). Ce type de couverture peut être aussi associée à la technique de la nappe surélevée, permettant d'assurer une saturation des résidus constante dans le temps (Pabst, 2021). De plus, un matériau grossier en surface réduit le ruissellement et l'érosion (Aubertin et al., 2016).

2.8.2 Couverture de stockage et relargage

Les barrières à l'eau visent au contrôle de l'infiltration de l'eau pour limiter la génération d'acide. Cette méthode est notamment employée dans les climats arides et semi-arides grâce la création d'un effet de barrière capillaire (Albright et al., 2010).

Une couverture de stockage et relargage (SR) est composée d'une couche de matériaux fins, appelée couche de stockage (ST), placée au-dessus d'une couche de matériaux grossiers pour créer un effet de barrière capillaire. La couverture, initialement sèche, permet l'accumulation des précipitations dans la couche supérieure ST, jusqu'au WEV de la couche inférieure (Rodari Gutierrez & Oldecop, 2021). Cette condition intervient notamment lorsque la couche ST est pratiquement saturée, c'est-à-dire sa capacité maximale de stockage (Morel-Seytoux, 1992; Stormont & Morris, 1998).

L'estimation de la capacité de stockage maximale est un outil préliminaire pour évaluer la pertinence d'un matériau dans la couche ST, mais l'efficacité du système repose sur les propriétés non saturées des matériaux (rétention d'eau et perméabilité), l'épaisseur des couches ainsi que des conditions climatiques (Khire et al., 2000). Un sable silteux (SM) sera plus résistant aux phénomènes de dessiccation et retrouve plus rapidement sa capacité de stockage après un événement extrême et réduit les percolations vers les résidus réactifs. Ce matériau assure la performance à long terme d'une couverture SR (Bossé et al., 2015b). La couverture type stockage, déviation et relargage consiste à l'ajout d'une pente pour permettre la déviation latérale de l'eau dans la couche ST.

2.8.3 Géomembrane

Les géomembranes (GM) sont utilisées en tant que barrière hydraulique dans le domaine du génie civil (Müller, 2007; Rollin et al., 2002; Rowe et al., 2004). Les flux de d'eau de GM exposées jusqu'à 30 ans présentaient des valeurs proches de GM neuves, soit $10^{-6} \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}$ (Touze-Foltz, 2015). Du fait de la faible conductivité hydraulique saturée associée et de leurs coûts réduits par rapport à d'autres techniques, les GM sont de plus en plus utilisées dans l'industrie minière. Elles sont parfois associées à des barrières à l'oxygène (Kim & Benson, 1999; Power et al., 2017) et utilisés dans des barrières multicouches (Aubertin et al., 2016; Kim & Benson, 2004).

L'utilisation d'une double protection est recommandée lorsque l'objectif principal est de limiter l'infiltration de l'eau. Les défauts de mise en œuvre ou de dégradation dans le temps (par exemple mauvaises liaisons entre panneaux ou présence de trous et de déchirures) affectent l'imperméabilité de la couverture (Forget et al., 2005). Si la GM n'est pas recouverte (par exemple dans les bassins), des plis peuvent se développer avec la dilation de la GM et amplifier la percolation au travers

(Rowe et al., 2012). Les polymères peuvent aussi se dégrader par oxydation en contact avec l'atmosphère (Müller, 2007).

Enfin, la durée de vie des GM, généralement estimée en décennies, peut limiter leur pertinence pour la restauration à long terme des aires d'entreposage de résidus réactifs (Aubertin et al., 2016; Rowe et al., 2004). Toutefois, des résultats satisfaisants ont été observés après 20 ans d'utilisation dans un système de restauration de site minier, démontrant une performance acceptable de la géomembrane (Rarison et al., 2023).

2.8.4 Couverture isolante

Divers études ont été menées pour la restauration des sites miniers réactifs dans les régions avec du permafrost (Amos et al., 2015; Boulanger-Martel et al., 2016). L'objectif est de favoriser l'aggradation du permafrost et de faibles températures, notamment en surface (Boulanger-Martel et al., 2020). L'épaisseur du matériau isolant doit être déterminée en fonction de la température maximale cible à l'interface résidus-recouvrement, pour réduire la réactivité des résidus à un taux négligeable. Cette température cible dépend du coefficient du taux de réaction des résidus ainsi que de la température (Coulombe, 2012). La conductivité thermique et la perméabilité de la couverture ainsi que la teneur en eau sont les facteurs impactant l'isolation (Boulanger-Martel et al., 2021). L'efficacité de la couverture est notamment dépendante de l'équilibre thermique entre le sol de fondation et les résidus, ou encore des fluctuations climatiques. Les changements climatiques sont les sources d'incertitudes les plus importantes sur la performance des couvertures isolantes (Boulanger-Martel, 2019).

2.8.5 Autres méthodes

- La désulfuration consiste à séparer les minéraux sulfureux et tirer profit des minéraux neutralisants (SRK, 1989). La mise en place d'une unité de désulfuration permet également la valorisation des résidus et de réduire le volume des résidus exposés liés à la génération de DMA (Bussière, 2007).
- L'installation de couverture constituée de matériaux réactifs à l'oxygène, voire de résidus faiblement réactifs, constitue une barrière à l'oxygène en limitant le flux d'oxygène vers les résidus (Aubertin, Aachib, et al., 1999; Rey et al., 2016).

- Le recouvrement en eau consiste à inonder les parcs avec une épaisseur d'eau au-dessus des résidus générateurs de DMA. La couverture en eau agit comme barrière à l'oxygène du fait d'une concentration et une diffusion plus faible que dans l'air (Collin & Rasmuson, 1988; Yanful, 1993), ce qui permet de limiter le flux d'oxygène atteignant les résidus. Des critères de performance peuvent être établis, par exemple 20 à 50 g.m⁻².an⁻¹ (Aubé et al., 1995; Dagenais et al., 2005). Les résidus peuvent être déposés dans des lacs, des fosses à ciel ouvert ou encore dans des bassins artificiels (Aubertin, Bussière & Bernier, 2002).
- Nappe phréatique surélevée avec monocouche est une alternative efficace au recouvrement en eau et ne présente pas d'eau libre en surface des résidus. La technique se base sur la faible diffusion de l'oxygène dans la frange capillaire (résidus proches de la saturation). La méthode nécessite le contrôle de la position de la nappe (Dagenais et al., 2006; Ouangrawa et al., 2009) ainsi que l'utilisation d'une couverture monocouche pour améliorer le bilan hydrique.
- La couverture avec effet de barrière capillaire (CEBC) utilise les propriétés non saturées des matériaux et est composée de minimum 3 couches. La couche supérieure de matériau grossier (sable) pour le drainage et le contrôle de l'évaporation, une couche intermédiaire de matériau fin (silt) pour stocker l'eau et une couche inférieure de matériau grossier, qui une fois drainée, est plus imperméable que la couche intermédiaire, grâce à l'effet de barrière capillaire (Demers & Pabst, 2021). Cette technique peut être efficace même si le niveau phréatique est à quelques mètres de l'interface.

La combinaison de certaines techniques permet l'amélioration de l'efficacité globale du système de prévention de la contamination. Par exemple, les couvertures multicouches peuvent être constituées de plus de 5 couches de matériaux, jouant chacune un rôle distinct, notamment intégrer la surface du site à l'environnement, favoriser et contrôler la revégétation, stabiliser le site, drainer l'eau et contrôler l'évaporation et limiter l'infiltration et/ou la migration de l'oxygène vers les résidus réactifs (Aubertin et al., 2016). Également, les matériaux valorisables issus de la désulfuration peuvent être employés comme couche de rétention d'eau dans un CEBC ou en couvertures monocouches (Dagenais et al., 2006), les stériles peuvent être employés comme couche isolante couplée à une CEBC (Boulanger-Martel et al., 2018) ou encore des résidus non réactifs utilisés en tant que couverture monocouche et couplée à la nappe phréatique surélevée (Pabst, 2011). Le dépôt des résidus avec les roches stériles permet le stockage des rejets dans la même aire

d'entreposage. On distingue la co-disposition dans les parcs (amélioration des propriétés mécaniques du site), le mélange (les vides des roches stériles sont remplis par les résidus) ou encore le dépôt en couches (superposition créant un effet de barrière capillaire) (Bussière, 2007).

Les travaux de restauration nécessitent une attention particulière du point de vue de la conception, des méthodes de construction et de la planification. Un suivi sur le long terme est nécessaire pour assurer l'efficacité des travaux, ainsi qu'un plan d'urgence pendant l'opération pour identifier les potentiels problèmes (Aubertin et al., 2016). Le site ne doit pas présenter de risques pour la santé et la sécurité et aucune substance nocive ne doit se répandre dans les milieux récepteurs. La restauration doit prévoir la gestion des eaux de ruissellement et l'installation d'une couverture en surface pour résister à l'érosion engendrée (poussière, migration des particules) et permettre le développement futur de la végétation (Davies, 2011; Madejón et al., 2021).

L'entretien et le suivi doivent être réduits au minimum (Aubertin et al., 2011a; Carneiro & Fourie, 2020), mais parfois les réactions d'oxydation ont débuté avant les travaux de restauration et l'instauration de traitements passifs s'avère nécessaire, basés sur des processus abiotiques et biochimiques (Genty, 2012; Neculita & Rosa, 2019; Neculita et al., 2007).

2.9 Risques associés à la gestion des résidus filtrés

Le risque est une mesure de probabilité et de conséquence d'événements futurs incertains. Il est amené par un événement déclencheur, qui entraîne un danger (source de nuisance) pouvant nuire à un actif (Yoe, 2019). Toutes les techniques de gestion des résidus impliquent des risques. Par exemple, une mauvaise réalisation, un mauvais suivi des structures de confinement ou une baisse d'efficacité des unités de désaturation. Les projets passent par un processus pour identifier les problèmes et les risques, notamment économiques, techniques, législatifs, opérationnels, environnementaux, climatiques, sociaux et politiques ainsi que les cas de force majeure (Roche et al., 2017).

2.9.1 Analyse de risques

L'objectif d'une analyse de risques est de passer en revue tous les modes de défaillance potentiels et de démontrer que le risque est acceptable et/ou comparable au niveau de risque pour d'autres installations ou d'autres constructions, ou de comparer, par exemple, l'effet de différentes mesures de réhabilitation (Lacasse, 2016). La méthode de l'analyse par arbre d'événements (AAE) est l'une

des méthodes les plus courantes pour l'évaluation quantitative des risques (Al Saffar & Ezzat, 2020; Hong et al., 2009; Mineo et al., 2017). L'élément clé de la méthode d'AAE est l'organisation d'un atelier d'évaluation des risques avec des personnes ayant une expertise diverse, mais pertinente, sur le projet évalué. L'objectif est d'évaluer la probabilité de défaillance, ainsi que les conséquences de cet événement (Lacasse & Nadim, 2009). L'approche par arbre d'événements décrit de manière visuelle la séquence d'événements pouvant conduire à une défaillance (Figure 2.6). L'AAE permet d'identifier tous les dangers (et les conséquences qui en découlent) dans un système qui peuvent survenir après un événement déclencheur (Čepin, 2011).

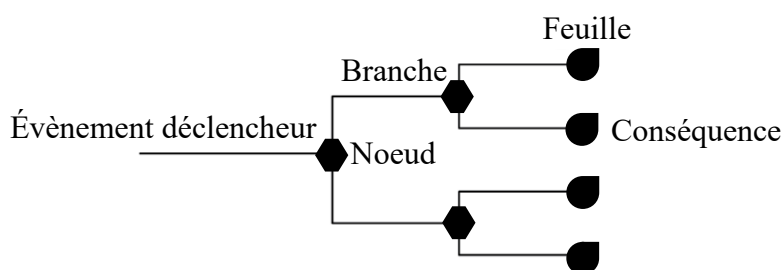


Figure 2.6 Éléments dans une analyse par arbre d'événements

Les probabilités aux nœuds de l'arbre sont données sous forme de valeurs uniques ou d'une fourchette de valeurs, reflétant l'incertitude. La fourchette de probabilités donne une estimation inférieure et supérieure. Les valeurs les plus fréquemment utilisées dans les analyses d'arbres d'événements sont indiquées dans le Tableau 2.9. La décision concernant la valeur de la probabilité est prise par les participants à l'atelier. Il est important que la probabilité de chaque scénario soit définie en fonction du temps. Il est donc habituel de définir l'événement déclencheur comme un événement par unité de temps. Par exemple, le nombre d'occurrences par an, ou par 100 ans, ou pendant la durée de vie du système étudié (Lacasse & Nadim, 2009). Plusieurs modes de défaillances sont ensuite étudiés et plusieurs arbres d'événements sont réalisés, permettant d'obtenir une probabilité de défaillance par arbre. La probabilité de défaillance totale est la somme des probabilités de défaillance pour chaque mode.

Les probabilités de défaillance calculées peuvent ensuite être comparées, par exemple, aux directives internationales existantes pour les barrages de retenue d'eau (Lacasse & Höeg, 2019). Les risques de chaque mode de défaillance et le risque total de défaillance correspondent à la probabilité de défaillance par rapport à différents critères, comme le nombre de personnes exposées

à la mort ou les coûts financiers engagés. Cet outil permet de définir si les risques sont acceptables ou inacceptables en fonction de la position sur le graphique, et s'il y a un besoin de plus d'informations pour réduire les incertitudes et/ou de la mise en place d'actions de réduction des risques.

Tableau 2.9 Estimations des probabilités dans l'AAE et description verbale des probabilités

Probabilités (Moyenne intervalles)	Description verbale
0.001 ($\approx 0.0 - 0.005$)	<i>Virtuellement impossible</i> , conditions physiques ou processus connus qui peuvent être décrits et spécifiés avec une confiance presque totale
0.01 (0.005 – 0.02)	<i>Très peu probable</i> , bien que cette possibilité ne puisse être exclue pour des raisons physiques ou autres
0.10 (0.02 – 0.33)	<i>Peu probable</i> , mais cela pourrait se produire
0.50 (0.33 – 0.66)	<i>Autant probable que non probable</i> , sans raison de croire qu'une possibilité est plus ou moins probable que l'autre
0.90 (0.66 – 0.98)	<i>Probable</i> , mais cela pourrait se produire
0.99 (0.98 – 0.995)	<i>Très probable</i> , mais pas complètement certains
0.999 (0.995 – ≈ 1.0)	<i>Virtuellement certain</i> , conditions physiques ou processus connus qui peuvent être décrits et spécifiés avec une confiance presque totale

2.9.2 Variabilités opérationnelles

Les variabilités géologiques ainsi que les incertitudes associées impactent les opérations de la mine d'un point de vue financier, mais aussi la planification (Morales et al., 2019). Par exemple, une bonne planification pour les opérations d'extractions vise à assigner à chaque bloc de roches une période d'extraction et une destination en tenant compte des contraintes opérationnelles comme la stabilité de la fosse (pente), les limites logistiques et la concentration minéral/polluants lors du traitement (Morales et al., 2019). Cette méthodologie peut être appliquée à la gestion des résidus filtrés mais tient pas compte de la variabilité spatiale et du temps.

Durant les opérations, la disponibilité des composants, l'assemblage et les durées/délais sont des problèmes à considérer en termes de risque pour la gestion des résidus sur site lors de panne ou de

maintenance des unités de filtration (Kaswalder et al., 2020). Environ 80% des opérations de maintenance concernent les tissus et plaques filtrantes. Il est donc essentiel d'optimiser leur durée de vie afin de réduire les défaillances imprévues, ce qui permettrait de limiter les coûts de réparation ainsi que les interruptions de production (Wisdom, 2019).

L'efficacité des systèmes de filtration et les propriétés des résidus traités vont impacter les paramètres des résidus en sortie de traitement. Les dimensions du filtre, la pression du système et la viscosité du matériau traité impactent la capacité de l'unité de traitement. Également, une granulométrie fine de résidus (dimensions des pores réduites) nécessite un temps de traitement supérieur par rapport au traitement de résidus plus grossiers, pour une épaisseur de gâteau de filtre et une viscosité équivalente. Une pression différentielle suffisante est nécessaire pour dépasser les forces capillaires du matériau. Les procédés de traitement et la présence de particules argileuses peuvent influencer la filtration et les propriétés des résidus formés (Palmer, 2020).

2.9.3 Modifications de la conception et travaux de restauration

Les plans de réaménagement et de restauration, approuvés dans le cadre de l'autorisation ministérielle au début du projet, peuvent être affectés par les mises à jour et les modifications apportées au parc à résidus. Par exemple, le complexe minier LaRonde, au Québec, a prolongé sa durée d'exploitation, alors que son parc à résidus sous forme de pulpe avait atteint sa capacité maximale. Afin de poursuivre le dépôt et d'augmenter la capacité du parc initial, les résidus filtrés ont été adoptés et placés sur ce même parc (Masengo et al., 2023), entraînant une modification des travaux de restauration initialement prévus.

2.9.4 Influence du climat et variabilités climatiques

Le climat correspond à des variations naturelles observables à différentes échelles temporelles (saisonnière, annuelle, séculaire) (Charron, 2016). À titre d'exemple, le bilan hydrique entre 2018 et 2020 du parc à résidus de la mine Éléonore indique que 50% à 70% des infiltrations sont soit emmagasinées dans le dépôt, soit évaporées. Le reste des précipitations ruisselle en surface (Poirier et al., 2021). La gestion de l'eau résiduelle va permettre de limiter la fuite des contaminants dans l'environnement (Davies, 2011).

Les résidus miniers entreposés en surface sont en contact permanent avec l'atmosphère. La période de dépôt va influencer les interactions sol-climat (évaporation/infiltration) sur la teneur en eau des

résidus fraîchement déposés, mais n'aura pas d'effet à long terme (Simms, 2021). Toutefois, les incertitudes liées à la variabilité du climat sur une période inférieure à 30 ans (et donc l'exposition des résidus filtrés) sont importantes (Charron, 2016). Les régions minières se trouvent principalement au nord du Québec et l'impact des changements climatiques y sera plus important par rapport à celles du sud (Leduc et al., 2019). Yagouti et al. (2008) ont enregistré un réchauffement du climat québécois sur la période 1960-2005 associé à un raccourcissement de la durée des saisons de gel. Une augmentation de la quantité et de la fréquence d'événements de précipitations extrêmes, une augmentation des températures et des périodes de sécheresse plus longues sont attendues au Québec (Bussière et al., 2017; Guay et al., 2015; Mailhot et al., 2007).

L'International Council on Mining and Metals (ICMM) mentionnait en 2013, la nécessité d'identifier et de traiter les considérations relatives aux changements climatiques dans le cadre des procédures existantes de gestion des risques et de planification. L'intégration des conditions climatiques actuelles et futures (typiques et extrêmes) est nécessaire à la compréhension de l'évolution du comportement hydrogéotechnique des résidus exposés (Chryss et al., 2012; Vardon, 2015). Le choix et la conception des méthodes de restauration des aires d'entreposages doit alors tenir compte des événements climatiques (MRNF, 2024b). Par exemples, une couverture isolante s'avère inefficace en absence de gel et l'érosion éolienne ou hydraulique (ruissellement) de résidus réactifs peut conduire à la génération de DMA non contrôlée (Davies, 2011).

Les données climatiques peuvent être intégrées aux simulations numériques pour modéliser l'interaction des résidus avec le climat. Martin (2018), Pabst, Aubertin, et al. (2017) et Hotton (2019) ont notamment simulés sur SEEP/W de la suite le comportement hydrogéologique de divers types de résidus et de technique de restauration de sites, en interaction avec le climat ou les conditions de laboratoire. Le logiciel permet de simuler les mouvements de l'eau (sous forme liquide ou gaz), en régime permanent ou transitoire, à travers des matériaux poreux saturés ou non saturés (GeoStudio, 2021).

2.10 Vision à long terme

Le transport des résidus sous forme de pulpe vers les aires d'entreposage est perçu comme la solution la plus économique (approche fondée sur la valeur actualisée nette NPV), mais doit être remise en question (Williams, 2021). La période de temps à considérer dans ces calculs s'élargit au-delà de la période de fermeture (Chryss et al., 2012) et l'aspect financier doit s'axer sur le coût de l'ensemble du cycle de vie des opérations, « *whole-of-life cost approach* » (Williams, 2021). Les plans de fermeture influencent de plus en plus la conception des parcs et le choix des méthodes de dépôts alors que, traditionnellement, les industries minimisaient les investissements initiaux et sous-estiment les coûts de fermeture (Carneiro & Fourie, 2020). Les impacts financiers post-fermeture peuvent être beaucoup plus importants malgré une meilleure performance environnementale à court terme de la gestion conventionnelle (Carneiro & Fourie, 2020), qui nécessite un suivi à long terme pour contrôler les risques et respecter les critères environnementaux (c'est-à-dire les risques de rupture de digues). Moreno et al. (2018) ont comparé 3 méthodes de gestion de résidus issus de l'exploitation aurifère dans l'Ouest Australien (Tableau 2.10).

Carneiro et Fourie (2020) ont effectué une autre comparaison pour l'évaluation économique d'une hypothétique mine d'or en Australie, à partir d'un scénario de base (approche comptable traditionnelle) et d'un scénario alternatif (coûts de réhabilitation plus élevés). Les résultats montraient que les coûts de fermeture et de réhabilitation des parcs à résidus filtrés sont nettement inférieurs à ceux associés aux techniques conventionnelles ou épaissies (Tableau 2.11).

Tableau 2.10 Comparatif des coûts de gestion (AU\$/tonne de résidus) en fonction du type de résidus, à partir de Moreno et al. (2018)

Paramètre	Pulpe	Épaissis	Filtrés	
			Filtres à pression	Presse à vis
Coût du traitement et du transport	0,36	0,77	1.97	1,78
Coût approvisionnement en eau	1,07	0,50	0.10	0,10
Coût du dépôt	1,27	1,01	0.54	0,54
Coût total par tonne de résidus	2,70	2,29	2.61	2,42

Tableau 2.11 Comparatif des coûts de fin d'exploitation, à partir de Carneiro et Fourie (2020)

Phase	Pulpe	Épaissis	Filtrés
Fermeture (millions AU\$)	1,3	2,5	0,5
Réhabilitation (millions AU \$)	7,3	10,5	1,9

Bien que les coûts CAPEX (dépenses d'investissement) et OPEX (dépenses d'exploitation) restaient nettement plus élevés pour les résidus filtrés que les deux autres options, l'utilisation des résidus filtrés étaient moins sensible à la modification des paramètres à la fin de vie du site. Les risques environnementaux et les enjeux sociaux doivent également être pris en compte (Carneiro & Fourie, 2020). De plus, l'analyse au cas par cas est nécessaire, mais l'adoption plus large de la technologie devrait permettre de réduire les coûts initiaux (Carneiro & Fourie, 2020) et opérationnels (Wisdom, 2019).

CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE

Les trois objectifs spécifiques de ce projet de recherche sont complémentaires : le premier objectif a permis de définir la notion de temps critique, correspondant à la durée maximale d'exposition des résidus à la surface d'un parc à résidus.

Le second objectif a évalué l'influence des conditions climatiques d'exposition et des paramètres de dépôt sur les flux d'oxygène atteignant les résidus, afin de déterminer la profondeur active d'oxydation. Au fur et à mesure de l'avancement du dépôt, une couche précédemment déposée est soumise à un flux d'oxygène qui diminue avec le nombre de couches superposées. Lorsque ce flux devient suffisamment faible, la couche peut être considérée comme protégée de l'oxydation. Le temps critique doit donc être supérieur à la durée nécessaire pour atteindre cette condition.

Le troisième objectif a consisté à identifier et quantifier les risques opérationnels pouvant entraîner une surexposition des résidus, c'est-à-dire un dépassement du temps critique. À partir du temps critique et de la profondeur active d'oxydation, une méthodologie de dépôt a été élaborée afin de garantir la stabilité géochimique d'un parc à résidus lors de sa conception.

3.1 Objectif spécifique 1 (OS1) – Article 1

Déterminer l'effet du degré de saturation et l'effet de la minéralogie sur la génération de DMA en fonction du temps d'exposition des résidus réactifs.

3.1.1 Contexte et besoin OS1

Les climats tempérés présentent des conditions climatiques favorables à un apport d'eau relativement constant tout au long de l'année. Par exemple, à Val d'Or (Québec) les précipitations sont comprises entre 40,5 mm (février) et 101,9 mm (septembre), soit 913,9 mm sur une année pour les normales climatiques 1971 - 2000 (données <https://climat.meteo.gc.ca>). Le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau étant environ 10 000 fois plus petit dans l'eau que dans l'air, il est possible de limiter l'apport en oxygène vers les résidus en maintenant un degré de saturation suffisamment élevé.

Déterminer un critère seuil de saturation dans les aires d'entreposage, en fonction du temps d'exposition, peut s'avérer utile pour déterminer les périodes où les conditions du site sont propices aux réactions d'oxydation et ainsi contrôler la génération de DMA durant le dépôt des résidus. La

détermination de ce critère peut également permettre de décider de la mise en place de mesures d'atténuation (comme l'adaptation du dépôt des résidus ou la restauration progressive ou temporaire du parc).

3.1.2 Déterminer le degré de saturation seuil de génération de DMA

Les résidus filtrés sont déposés à un degré de saturation compris entre 60 et 80% (Davies, 2011) mais l'exposition à l'atmosphère induit une variation de leur état dans le temps, pouvant désaturer les aires d'entreposage et accroître l'oxydation des minéraux sulfureux dans les zones non saturées (Vick, 1990). La variabilité des paramètres géochimiques et les réactions associées dépendent de la minéralogie, des propriétés hydrogéotechniques des résidus et de l'interaction avec l'environnement.

La détermination du degré de saturation seuil nécessite l'intégration des différents paramètres liés au dépôt, tels que les propriétés intrinsèques des résidus (par exemple, minéralogie, granulométrie) ou encore la porosité et la teneur en eau. Pour ce faire, la caractérisation de la génération de DMA en fonction des conditions d'expositions (principalement le degré de saturation) et des propriétés des résidus s'est effectuée à l'aide d'essais cinétiques en colonnes.

3.1.2.1 Origine des résidus étudiés

Les essais de laboratoire ont été effectués sur les résidus miniers LaRonde et LZ5, produits sur le site du complexe de la mine LaRonde, de la compagnie Agnico Eagle. Le site est situé au Nord-Ouest du Québec, au Canada. Le site de la mine LaRonde comprend une mine souterraine en activité depuis 1988. Agnico Eagle a fait l'acquisition de la mine LZ5, adjacente au projet, en 2003, qui était exploitée à ciel ouvert. Son exploitation souterraine a débuté en 2018 et le traitement du minerai s'effectue sur le site de mine LaRonde. En 2024, le site a produit 306 750 onces d'or, et de l'argent, du zinc et du cuivre en tant que sous-produits. La durée de vie de la mine est prévue au-delà de 2032 (source <https://www.agnicoeagle.com>). Le parc à résidus a atteint sa pleine capacité en 2022 pour un dépôt des résidus sous forme de pulpe. Toutefois, la filtration des résidus a été adoptée pour prolonger le dépôt sur le parc existant, limitant notamment l'empreinte au sol du site (Masengo et al., 2023). Initialement, les résidus LaRonde et LZ5 produits étaient séparés mais sont à l'heure actuelle mélangés avant le dépôt sur le parc. Les résidus ont été directement prélevés à la sortie du concentrateur et conservés sous l'eau pour éviter l'oxydation pendant le

transport jusqu'au laboratoire de Polytechnique. Les résidus ont été homogénéisés et caractérisés en laboratoire.

3.1.2.2 Caractérisation des résidus miniers étudiés

La distribution granulométrique des résidus a été mesurée sur quatre échantillons pour chaque résidu, par tamisage et sédimentométrie (ASTM-D6913, 2021; ASTM-D7928, 2021). Les CRE ont été mesurées à partir d'un extracteur à plaque de pression (ASTM-D6836, 2016) et ajustées à partir du modèle de van Genuchten (1980). Les phases minéralogiques ont été analysées par diffraction aux rayons X (DRX), au laboratoire de l'UQAT. Les teneurs en soufre et carbone ont été analysées à la fournaise LECO, au laboratoire de géochimie analytique de Polytechnique. Toutes les données obtenues et utilisées sont présentées dans l'article 1 (voir section 4.2.1) et en ANNEXE A.

3.1.2.3 Essais cinétiques au laboratoire

Des essais en cellules ont permis d'analyser le comportement géochimique des résidus dans le temps, en fonction du degré de saturation, et notamment évaluer le temps avant que le pH du lixiviat devienne inférieur à 6. Ces essais étaient similaires aux travaux de maîtrise de Nzame Ayang (2021) et de Sako (2022).

Les résidus étaient placés dans des cellules d'un diamètre interne de 8 cm (Figure 3.1). Ils étaient compactés à la main pour atteindre une épaisseur d'environ 5 cm, et une porosité d'environ 0,42, se rapprochant des valeurs observées sur le parc à résidus de la mine Éléonore (Chai-Onn, 2023). L'épaisseur de résidus de 5 cm permettait une désaturation rapide après les phases de rinçages et une teneur en eau homogène sur la hauteur. Les cellules étaient exposées à l'air libre mais protégées d'un couvercle perforé, pour, d'une part, permettre l'oxydation des résidus et, d'autre part, limiter l'évaporation. Plusieurs rinçages ont permis de mesurer la qualité d'eau dans le temps, notamment en mesurant les concentrations en sulfate (SO_4^{2-}), calcium (Ca) et magnésium (Mg). Les mesures de calcium et de magnésium étaient effectuées au laboratoire de géochimie analytique de Polytechnique. Dans le CHAPITRE 4 (Article 1), les résidus LaRonde sont identifiés comme T1 et les résidus LZ5 comme T2. Les essais sont décrits plus en détails à la section 4.2.2.

Deux phases d'essais ont été effectuées (Tableau 3.1 et Tableau 3.2). La première phase comportait:

- 2 cellules (LR1 et LR2) avec des résidus LaRonde et un degré de saturation variable, débutant à $S_r = 100\%$, et diminuant de 10% tous les mois.
- 6 cellules (LR4 à LR 8) contenant des résidus LaRonde ont été testées avec un degré de saturation constant, compris entre 94% et 79%.
- 2 cellules (LZ5-1 et LZ5-2) avec les résidus LZ5 et un degré de saturation constant, inférieur à 90%.

À noter que la cellule LR5 n'est pas présentée dans l'article 1. Les cellules LR5, LR6 et LR7 étaient en triplicata, avec un degré de saturation d'environ 83%, mais le pH de la cellule LR5 est demeuré stable et neutre (> 6) tout au long des essais, contrairement aux cellules LR6 et LR7. Cette différence pourrait s'expliquer par une erreur de montage ayant entraînée une mauvaise estimation du degré de saturation réel (par exemple, mauvais compactage).

Pour les cellules contenant les résidus LZ5, la valeur de 84% était justifiée par les essais de Nzame Ayang (2021), qui ont montré que le pH généré par un mélange de résidus LaRonde – LZ5 (70%-30%) était resté neutre après 140 jours d'exposition pour un S_r supérieur ou égal à 90%. Également, les essais de Sako (2022) ont démontré que les résidus LZ5 pur ont maintenu un pH compris entre 7 et 8 après plus d'un an d'exposition, avec $S_r < 90\%$.

Tableau 3.1 Paramètres des cellules de la première phase

Paramètre	LR1	LR2	LR3	LR4	LR5	LR6	LR7	LR8	LZ5-1	LZ5-2
$S_{r,moyen}$ (%)	*	*	94%	94%	83%	83%	83%	79%	84%	84%
Massesèche (g)	448,9	435,5	433,9	433	435,8	432,4	431,5	434,6	407	408,6
$H_{résidus}$ (cm)	5,59	5,39	5,41	5,23	5,25	5,27	5,28	5,16	5,60	5,60
n (-)	0,44	0,44	0,44	0,42	0,42	0,43	0,43	0,41	0,46	0,46
G_s (-)	3,07	-	-	3,05	3,02	3,05	-	3,02	2,84	-
Cycle de rinçage (jours)	14	14	14	14	14	14	28	14	14	14

*Cellules à saturation variables : 4 paliers décroissants 100%, 90%, 80% et 70%.



Figure 3.1 Cellules utilisées au laboratoire de Polytechnique. Photo réalisée à la fin du montage de la première phase d'essais et au début du premier cycle de rinçage

La deuxième phase comportait:

- 4 cellules avec les résidus LaRonde et un degré de saturation variable.

Le but de ces cellules était d'évaluer l'effet de la saturation / désaturation des résidus sur la génération d'acide. Pour le duplicata LR9 – LR10, le degré de saturation variait entre $S_r = 100\%$ et $S_r = 70\%$ toutes les deux semaines. Pour la troisième cellule, l'état saturé ($S_r = 100\%$) ne durait qu'une semaine, tandis que pour la dernière, l'état désaturé ($S_r = 70\%$) n'était que d'une semaine.

Tableau 3.2 Paramètres des cellules de la deuxième phase

Paramètre	LR9	LR10	LR11	LR12
Cycle $S_r = 100\%$ / $S_r = 70\%$ (semaine)	2 / 2	2 / 2	2 / 1	1 / 2
Masse _{sèche} (g)	384,9	487,3	403,7	412,7
H _{résidus} (cm)	4.97	5,45	4,76	4.94
n (-)	0,42	0,47	0,40	0,41
G _s (-)	3,03	-	-	-
Rinçage (jours)	14	14	14	14

La durée des essais correspondait au temps nécessaire pour que le lixiviat devienne acide, soit un pH inférieur à 6. Cette durée était identifiée comme le temps critique. Les essais étaient prolongés d'au moins 5 semaines après que le pH a atteint une valeur de 5, afin de récolter suffisamment de données pour calibrer les simulations numériques. Les résultats des mesures de laboratoire sont présentés en ANNEXE A.

3.1.3 Évaluation du temps critique par extrapolation numérique

MIN3P est un modèle numérique à éléments finis permettant de caractériser l'évolution hydrogéochimiques des fluides (liquide et gaz) dans le temps (Mayer et al., 2002). À partir des résultats de laboratoire obtenues et une calibration d'un modèle numérique, l'objectif était d'extrapoler les simulations pour d'autres degré de saturation et d'autres minéralogies. De nombreuses simulations ont été menées afin de couvrir la cinétique de réaction du matériau en fonction du degré de saturation. Suivant le même principe, l'effet de la minéralogie sur la variation du temps critique a été évalué en modifiant le PN et/ou le PA des résidus simulés, à partir de la minéralogie des résidus LaRonde. Ce sont les fractions volumiques de chaque élément qui ont été modifiées proportionnellement, en gardant un volume et une masse constante (ANNEXE A). À partir des résultats obtenus, différentes régressions linéaires ont permis de déterminer une équation pour calculer le temps critique (C_t) de résidus, c'est-à-dire le nombre de jours d'exposition à l'oxydation avant que le pH de l'eau devienne inférieur à 6.

3.2 Objectif spécifique 2 (OS2) – Article 2

Déterminer l'évolution du degré de saturation S_r et des flux à la surface d'une aire d'entreposage en fonction des paramètres de dépôt et du climat d'exposition.

3.2.1 Contexte et besoin OS2

Le degré de saturation dans les aires d'entreposage va évoluer dans le temps et pourrait diminuer sous la valeur seuil pendant une période suffisamment longue, exposant les résidus à l'oxydation au-delà du temps critique des résidus (déterminé à l'OS1), et menant à la génération de DMA. Cette évolution dépend de la planification du dépôt et des opérations minières en cours comme le taux de production, la fréquence et les épaisseurs de dépôt ou encore les dimensions de l'aire

d'entreposage. Toutefois, le degré de saturation est principalement contrôlé par les conditions d'exposition.

Évaluer les variations du degré de saturation ainsi que la profondeur de pénétration des flux d'oxygène permettrait de planifier au mieux la conception des parcs à résidus filtrés pour contrôler la génération de DMA. Un degré de saturation supérieur à 90% maintenu dans le devait être respecté pendant le dépôt et l'exposition prolongée, selon les différents scénarios simulés. Également, une épaisseur de résidus exposée à un flux d'oxygène supérieur à $0,14 \text{ g.m}^2.\text{j}^{-1}$, ou $50 \text{ g.m}^2.\text{an}^{-1}$ (Aubé et al., 1995; Aubertin, Bussière, et al., 1999; Dagenais et al., 2005), était définie comme la profondeur active d'oxydation des résidus.

3.2.2 Simuler numériquement l'évolution du degré de saturation des résidus déposés dans un parc à résidus

L'étude de l'évolution du degré de saturation et des flux d'oxygènes a été effectuée à l'aide du logiciel SEEP/W, couplé à CTRAN/W, de la suite GeoStudio (GeoStudio, 2021). Le logiciel permet de simuler les mouvements de l'eau (sous forme liquide ou de gaz), en régime permanent ou transitoire, à travers des matériaux poreux saturés ou non saturés, et d'inclure l'interaction du matériau avec le climat. Plusieurs travaux ont simulé le comportement hydrogéologique de divers types de résidus et de techniques de restauration, par exemple pour des résidus en pâte (Martin, 2018), pour l'efficacité d'une couverture monocouche (Pabst, Aubertin, et al., 2017) ou encore pour l'influence des changements climatiques sur une couverture à effet de barrière capillaire (Hotton, 2019). Dans le cadre de ces travaux, une simulation en 1D a été utilisée pour considérer un parc homogène.

3.2.2.1 Données de terrain

Une visite de site réalisée en juillet 2022 sur le site de la mine Éléonore a permis d'identifier le schéma de production et dépôt des résidus ainsi que les contraintes spatiales et logistiques. Diverses données de production ont été récoltées, comme la variation de la quantité de résidus produits ou encore les durées et les causes des arrêts du concentrateur, ainsi que les données des stations de mesures de TEV installées sur le PAR entre 2019 (Jalce et al., 2019) et 2020 et les données climatiques relevées à la station météorologique se trouvant sur le site. Également, un échantillonnage des résidus pour déterminer les propriétés telles que la porosité ou encore la

densité, et des mesures de conductivité hydraulique saturée en place ont été effectués sur le parc à résidus de la mine (Figure 3.2). En collaboration avec le projet de Chai-Onn (2023), 60 échantillons ont été prélevés et analysés en laboratoire, où l'on retrouve les détails sur les méthodes de prélèvement, les essais effectués et la caractérisation des échantillons. Les résultats ont été utilisés pour la calibration numérique.

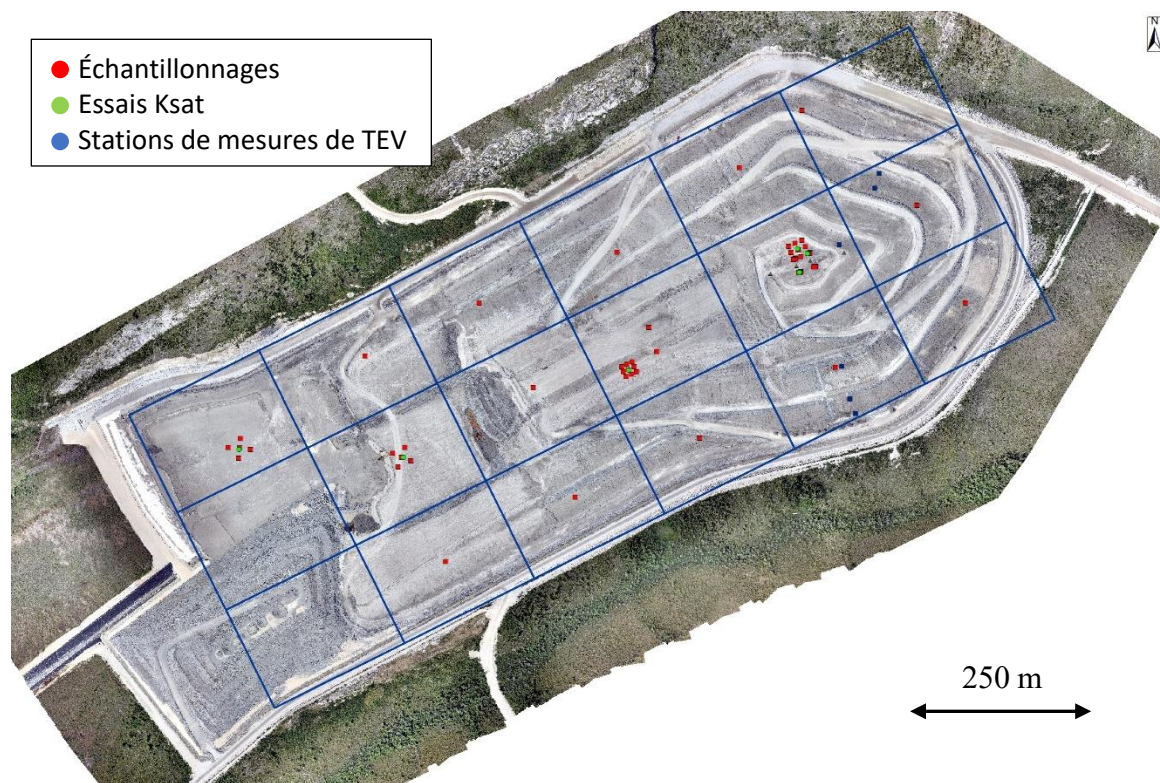


Figure 3.2 Emplacement des échantillonnages, des mesures de k_{sat} et des stations de mesures sur le parc à résidus filtrés de la mine Éléonore. Photo aérienne prise à l'été 2022

3.2.2.2 Construction et calibration du modèle numérique

Les stations du site Éléonore comportent 5 sondes de mesures TEV, se trouvant à 0,2 m, 0,4 m, 0,6 m, 1,0 m et 1,5 m de profondeur depuis la surface du parc, selon un axe vertical (Figure 3.3). Cette configuration a motivé le choix d'un modèle à une dimension (1D). La station sélectionnée pour la calibration était celle se trouvant sur le point le plus haut du parc, à proximité du centre de la phase 1 (N3), et les premières mesures ont débuté à l'été 2021.

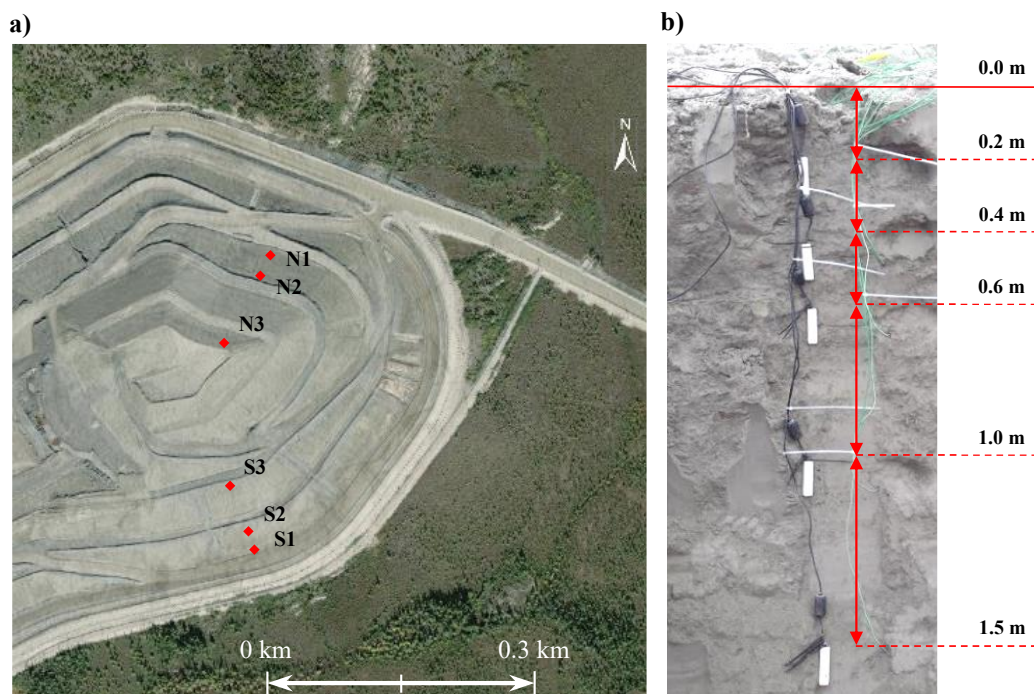


Figure 3.3 Localisation des station de mesures sur la phase 1 du parc Éléonore (a) et disposition des sondes de teneurs en eau volumique Meter GS3 dans le parcs (b)

Le modèle modélisait le dépôt de couches de résidus dans le temps ainsi qu'une exposition prolongée (c'est-à-dire, une fois le dépôt terminé sans restauration), en tenant compte des conditions climatiques. Toutefois, la calibration devait tenir compte que la station de mesures était installée une fois le dépôt terminé. Pour cela, le modèle débutait par le dépôt des couches sur la première année de la simulation ($A_{\text{dépôt}} : 2020$) et le PAR simulé était laissé exposé pour les années suivantes ($A_{\text{surexposition}} : 2021 \text{ à } 2023$).

La calibration portait sur la variation de la TEV volumique à la profondeur des sondes de terrain. Le degré de saturation étant influencé par la porosité du milieu, trois calibrations ont été effectuées pour tenir compte de la variabilité de la porosité observée sur site (ANNEXE B). La porosité utilisée pour le modèle de base correspondait à la moyenne des mesures observées sur site, soit $n = 0,42$ (Chai-Onn, 2023). Les valeurs de $n = 0,38$ et $n = 0,45$ ont été retenues pour couvrir l'intervalle dans lequel se situe la moitié des valeurs observées sur site (entre $n = 0,39$ et $n = 0,44$).

À noter que les données brutes des sondes ont été utilisées et que des hypothèses et simplifications ont été considérées :

- Les valeurs de porosité à l'emplacement des sondes ne sont pas connues et estimées à partir des valeurs des échantillons prélevés.
- Le matériau simulé est considéré homogène sur toute la hauteur. Également, l'effet des cycles de gel-dégel ou encore l'effet d'hystérésis ne sont pas considérés par le logiciel.
- Les valeurs de TEV mesurées par les sondes sont fortement impactées par la fonte des neiges. Lorsque les premières valeurs au-dessus du point de congélation étaient relevées, les sondes mesuraient une importante élévation de la TEV, bien supérieure aux valeurs calculées par le logiciel (ANNEXE B).

Bien que ces paramètres puissent présenter un biais dans la qualité de la calibration, le modèle reproduisait bien les valeurs brutes de TEV mesurées sur site, et notamment l'influence des précipitations.

Le modèle de base représentait un dépôt de résidus filtrés d'environ 50 cm de résidus placés tous les 14 jours et exposés aux conditions climatiques mesurées par la station météorologique du site de la mine Éléonore. Ensuite, une analyse paramétrique a été réalisée afin d'évaluer l'influence des différentes propriétés des matériaux, des paramètres de dépôt et des données climatiques introduits dans les simulations (Tableau 3.3). Le choix des paramètres de cette analyse s'est notamment inspiré des travaux de thèse Martin (2018), étudiant l'évolution des propriétés hydrogéotechniques du dépôt de résidus en pâte.

Tableau 3.3 Paramètres utilisés pour l'analyse paramétrique

Simulation	Porosité (-)	Épaisseur des couches (m)	Nombre de couches (-)	Taux de déposition (jours)	Climat (-)	Coefficient du taux de réaction K_r (an^{-1})
Modèle de base	0.42	0.50	24	14	<i>Dfc</i>	1000
P0.38	0.38	0.50	24	14	<i>Dfc</i>	1000
P0.45	0.45	0.50	24	14	<i>Dfc</i>	1000
T0.3	0.42	0.30	40	9	<i>Dfc</i>	1000
T0.6	0.42	0.60	20	17	<i>Dfc</i>	1000
CA	0.42	0.50	24	14	<i>Af</i>	1000
CB	0.42	0.50	24	14	<i>BSk</i>	1000
CC1	0.42	0.50	24	14	<i>Cfb</i>	1000
CC2	0.42	0.50	24	14	<i>Csa</i>	1000
CD	0.42	0.50	24	14	<i>Dsc</i>	1000
K10	0.42	0.50	24	14	<i>Dfc</i>	10
K100	0.42	0.50	24	14	<i>Dfc</i>	100

Af: Climat équatorial

BSk: Climat semi-aride

Cfb : Climat océanique avec été frais et hiver humides

Csa : Climat méditerranéen avec été sec et hiver humides

Dfc: Climat subarctique sans été sec

Dsc : Climat subarctique avec été sec

Les résultats obtenus ont permis de mettre en lien le temps critique des résidus avec la profondeur active d'oxydation. En effet, à l'avancement du dépôt, une couche déposée sera soumise à un flux d'oxygène diminuant avec l'ajout des couches suivantes à la surface. Une fois recouverte par un certain nombre de couche, le flux d'oxygène est suffisamment réduit pour que la couche concernée soit considérée comme protégée de l'oxydation. Cependant, des aléas peuvent survenir sur site, entraînant une exposition prolongée des résidus à des flux d'oxygène supérieur à la limite fixée.

3.3 Objectif spécifique 3 (OS3) – Article 3

Identifier et quantifier les risques d'exposition prolongée associés aux opérations, à la gestion et à la restauration des parcs à résidus filtrés afin de garantir le contrôle de la génération de DMA

3.3.1 Contexte et besoin OS3

Dans le cadre de ce projet portant sur la gestion des résidus filtrés, le risque étudié concernait une exposition prolongée des résidus dans un parc, susceptible d'entraîner une oxydation au-delà du temps critique et, par conséquent, la génération de DMA. Les approches développées dans ce projet ne permettent pas forcément de les réduire, mais de les identifier en amont, afin de définir les besoins d'ajustement de la planification (déterminée en phase de conception) et d'éventuelles interventions sur site. Dans cette partie, il est notamment question d'identifier et de quantifier les risques technologiques et de gestion. Les risques associés aux climats et à l'exposition des résidus sont déterminés en parallèle avec l'OS2. L'analyse et la gestion du risque environnemental associé au dépôt des rejets filtrés réactifs est primordiale pour permettre l'applicabilité dans des climats tempérés. L'identification et la quantification des risques (la probabilité et les conséquences) permettront de planifier et d'optimiser le dépôt des résidus filtrés réactifs afin de réduire les risques de génération de DMA sur les parcs à résidus. Ce travail propose une première approche méthodologique adaptable à tout site, permettant d'anticiper et de gérer ces risques efficacement.

3.3.2 Atelier de travail avec les partenaires (article 3)

À partir des résultats de l'OS1 et de l'OS2, une analyse de risques qualitative a identifié les causes impactant le dépôt régulier de résidus, pouvant entraîner une surexposition et un dépassement du temps critique. Dans un premier temps, deux visites de sites ont été effectuées pour se familiariser avec la gestion des résidus filtrés sur un site, notamment avec une période de deux semaines sur le site Éléonore, en juillet 2022, et une visite de site de mine LaRonde, en août 2023. Ensuite, un atelier s'est déroulé en janvier 2025 en présence de 2 personnes de mine Éléonore et de 2 personnes de mine LaRonde, afin d'identifier les risques associés à la gestion d'un parc à résidus minier. La discussion a porté sur l'applicabilité du temps critique sur site et de l'impact des variations de la minéralogie, de l'augmentation ou l'arrêt de la production ainsi que des contraintes opérationnelles.

Une analyse qualitative a été réalisée à l'aide d'une matrice de risques (Figure 3.4), permettant de relier la probabilité d'un événement à ses conséquences sur une échelle à cinq niveaux (de faible 1 à important 5). L'AAE n'a pas été utilisée lors de l'atelier puisque les contraintes opérationnelles, comme les pannes de camions, ont été considérées comme ayant de faibles conséquences, facilement rattrapables.

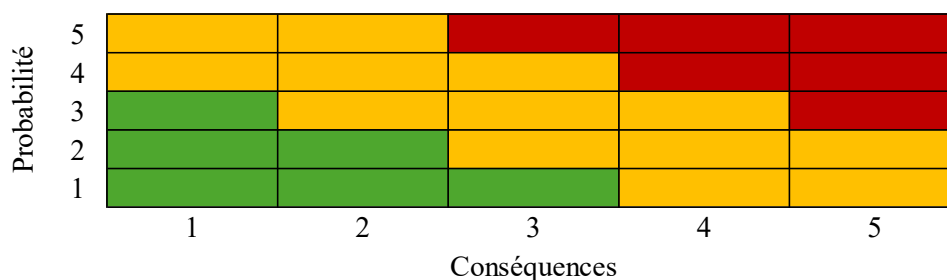


Figure 3.4 Matrice de risques 5 x 5 pour une analyse qualitative

3.3.3 Quantification de la variation des temps d'expositions des résidus filtrés

L'étape suivante consistait à quantifier la probabilité du temps d'exposition des résidus en fonction de la variabilité mensuelle du tonnage de production, en prenant en compte les contraintes opérationnelles comme la surface de l'aire d'entreposage, l'épaisseur de couche et le taux de dépôt, la porosité ou encore la densité sèche en place des résidus. Différentes données du site de la mine Éléonore ont été récoltées lors de la visite de terrain en juillet 2022, notamment les données de production de résidus de 2015 à 2021. Une loi normale définie à partir ces données a permis de modéliser un dépôt de résidus dans le temps et de déterminer le temps d'exposition de chaque couche par rapport à l'épaisseur de couverture minimum à déposer sur cette dernière pour la protéger des flux d'oxydation. Le site LaRonde a commencé le dépôt sous forme filtrée à la fin de l'année 2022, ce qui n'a pas permis d'obtenir des données de production suffisantes lors de la réalisation de ce travail.

CHAPITRE 4 ARTICLE 1 : PREDICTION OF THE ACID GENERATING CRITICAL TIME OF FILTERED TAILINGS AS A FUNCTION OF THE DEGREE OF SATURATION AND MINERAL CONTENT

Corentin Chevalier ^{1,2}, Thomas Pabst ^{3,4}, Isabelle Demers ⁴

¹ Polytechnique Montréal, Department of Civil, Geological and Mining Engineering, 2500, chemin de Polytechnique Montréal, H3T 1J4, QC, Canada, corentin.chevalier@polymtl.ca, ORCID 0009-0007-6582-0236

² Institute of Mines and Environment (RIME) UQAT-Polytechnique, Canada

³ Norwegian Geotechnical Institute AS (NGI), Sandakerveien 140, 0484, Oslo, Norway, thomas.pabst@ngi.no

⁴ Institute of Mines and Environment (RIME), Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445, boul. de l'Université, Rouyn-Noranda, J9X 5E4, QC, Canada, isabelle.demers@uqat.ca, ORCID 0000-0003-1406-0840

Corresponding author : Corentin Chevalier, corentin.chevalier@polymtl.ca, +1 579 255 5033

Article soumis au journal « Environmental Science and Pollution Research », le 20 avril 2025ⁱ.

Abstract

Filtered tailings contribute to increase geotechnical stability and minimize footprint of tailings storage facilities. Despite their numerous advantages, they can also contribute to increase the risk of acid mine drainage (AMD) generation. In this research, laboratory kinetics tests were coupled with multicomponent reactive transport simulations to assess the time tailings can remain exposed before AMD generation starts, identified as critical time. Laboratory kinetics tests were performed on reactive mine tailings at various degrees of saturation, and the evolution of pore water geochemistry was monitored with time. Numerical simulations were then calibrated on laboratory tests and extrapolated for other mineral contents. Experimental and numerical results showed that critical time varied significantly with tailings mineral content and degree of saturation. A predictive equation was proposed to estimate critical time. Predicting critical time could be useful to optimize

ⁱ En date du dépôt de la thèse, l'article est présenté tel que soumis au journal. La version finale peut différer en fonction des commentaires des réviseurs et de l'éditeur, jusqu'à la publication de l'article.

filtered tailings management and reclamation and improve the geochemical stability of filtered tailings storage facilities.

Keywords Filtered tailings, Acid Mine Drainage, Mine Tailings Management, Prediction, Reactive transport simulations, Laboratory tests

4.1 Introduction

The mining industry produces large amounts of wastes (Aubertin et al., 2011b), including mine tailings, which are usually transported as a slurry (Simms, 2017) and deposited in tailings storage facilities (TSF) surrounded by containment structures (Vick, 1990). Tailings dams are susceptible to geotechnical failure risks (Bowker & Chambers, 2017; Chambers & Higman, 2011; Rico et al., 2008), primarily caused by the weak geotechnical properties of embankment construction materials (typically mine waste), and the elevated water pressure in the TSF (Azam & Li, 2010; Rico et al., 2008; Strachan & Goodwin, 2015). Tailings dam failures remain frequent (Lyu et al., 2019; Williams, 2021) and regularly lead to loss of life (e.g. Brumadinho, Brazil in 2019; Thompson et al. (2020), and considerable environmental damages (e.g. Mount Polley, Canada in 2014 or Samarco, Brazil in 2015; Burritt et Christ (2018); Byrne et al. (2018); Morgenstern et al. (2015)). Meanwhile, the development of new mines following the increasing need for raw materials, and the multiplication of low-grade ore operations, is expected to contribute to a substantial increase of the size of TSF in the coming years (Roche et al., 2017).

The industry is therefore considering innovative management approaches to ensure TSF short- and long-term stability (Williams, 2021). Dewatering technologies, and particularly filtration, are an alternative to conventional slurry tailings management (McPhail et al., 2019; Moreno et al., 2018; Schoenbrunn, 2011; Ulrich & Coffin, 2013). Filtered tailings are typically characterized by a solids content $C_s > 85\%$ (Ulrich, 2019) and a gravimetric water content between 10 % and 20 % (Cacciuttolo & Atencio, 2023; Hahn, 2019). Filtered tailings are transported using trucks or conveyors, and compacted in thin layers (Kwan et al., 2011; Zorzal et al., 2020). The in-situ void ratio depends on the tailings properties and construction method (Cacciuttolo & Pérez Campomanes, 2022; Condon & Lear, 2006) and the degree of saturation (volume of water / volume of voids) upon deposition usually varies between 60% and 80% (Davies, 2011). Filtered tailings have significantly stronger geotechnical properties than slurry tailings and typically do not require confinement dams (Amoah et al., 2018; Gutierrez & Oldecop, 2021; Ulrich, 2019; Zorzal et al.,

2020). Other advantages of filtered tailings include the minimization of TSF footprint and the maximization of water recirculation on site (Cacciuttolo & Pérez Campomanes, 2022; Williams, 2021).

Despite significantly improved geotechnical stability, tailings filtration may also contribute to increase geochemical instabilities. Indeed, filtered TSF are directly exposed to atmospheric conditions during operations (Simms, 2017) which can lead to the generation of acid mine drainage (AMD), if tailings contain sulfides (Hoffmann et al., 1981; Nordstrom et al., 2015; Price, 2009). Sulfide minerals (e.g., pyrite or pyrrhotite) are common in tailings (Lindsay et al., 2015) and their oxidation may generate acid leading to the mobilization of metals (Blowes et al., 2014). Best environmental practices consist in controlling oxidation reactions to prevent AMD at the source, usually by controlling oxygen transport to reactive tailings (Bussière & Guittonny, 2021). In the case of filtered tailings, however, their relatively low degree of saturation favours tailings oxidation (Surrette et al., 2023).

Several factors may influence the time before AMD is observed in a TSF (Bussière & Guittonny, 2021). An elevated degree of saturation can, for example, reduce oxygen diffusion and therefore limit oxygen availability, thus slowing down AMD generation (Awoh et al., 2013; Mbonimpa et al., 2011; Simms et al., 2007). More importantly, the dissolution of neutralizing minerals can buffer the acid produced (Dold, 2005; Lottermoser, 2010) and therefore postpone the generation of AMD until their complete depletion (Jurjovec et al., 2004). Carbonates have the greatest potential to maintain neutral pH conditions because the rapid reaction kinetics (Bouzahzah et al., 2014b), but other minerals can also provide neutralization capacity (Plante, 2010). The determination of the critical time, i.e., the time reactive filtered tailings can be left exposed before AMD generation starts (also called lag time; (Sexsmith et al., 2015)), would therefore contribute to reduce the environmental risk for filtered TSF (Sako & Pabst, 2023b), improve deposition design and encourage the implementation of progressive reclamation (Davies, 2011).

Many approaches exist to predict tailings acidification and neutralization potentials (AP and NP ; Elghali et al. (2023)). For example, mineralogical characterization, and more generally static tests (such as Net-Acid Generation test or Sobek), are often used by the industry (Plante et al., 2012; Sobek et al., 1978), but despite their many qualities, they provide no indication of reaction kinetics. In the other hand, kinetic tests (such as column tests, humidity cell or field tests; ASTM-D4874

(2014); ASTM-D5744 (2013); Demers, Bouda, et al. (2015)) can contribute to determine the evolution of AMD and water quality with time (Benzaazoua, Bussière, et al., 2004; Chopard et al., 2015). They are, however, significantly more expensive and time consuming (Elghali et al., 2023), require specific equipment and sometimes require numerical simulations for interpretation (Demers, Benzaazoua, et al., 2015). Finally, numerical reactive transport codes can realistically simulate TSF exposure to atmospheric conditions and oxidation and neutralization reaction kinetics but they need to be calibrated on laboratory or field test results to provide reliable results (Jurjovec et al., 2004; Kalonji-Kabambi, Demers, et al., 2020; Molson et al., 2008; Pabst, Aubertin, et al., 2017).

The objective of this research was therefore to develop a practical, simple and rapid approach to predict tailings critical time as a function of the mineral composition (and especially the sulfide and carbonate contents) and the degree of saturation. The aim was to propose an approach as simple as a static test, but giving an estimate of the kinetics associated with AMD generation, so that it could be linked to filtered tailings management in the field. Such approach could be used for preliminary evaluation until more advanced tests are conducted thus allowing an early planning of the deposition sequence of reactive filtered tailings. This method could also be used when significant variations in tailings composition are expected. To reach this objective, laboratory kinetic cell tests were performed to study the geochemical behaviour at a macroscale, and numerical simulations were calibrated on experimental results and used for parametric analyses. An analytical formula was then derived to propose a simple model to predict tailings critical time from carbonate and pyrite contents.

4.2 Materials and methods

4.2.1 Tailings properties

Two different mine tailings, named T1 and T2, were directly sampled at the concentrator of two polymetallic mines, located in the Province of Quebec, Canada. Mine 1 is a volcanogenic massive sulfide deposit, and Mine 2 is a disseminated sulfide deposit. Fresh tailings were kept under water to avoid oxidation during transport and were then homogenized and characterized in the laboratory.

Tailings particle size distribution was measured on four replicates for each tailings (ASTM-D7928, 2021). Both tailings were classified as non-plastic silts (ML ; ASTM-D2487 (2020)) and were

typical of hard rock mine tailings (Bussière 2007). The specific gravity was evaluated by gas pycnometer (ASTM-D5550, 2014) and was around 3.03 for T1 and around 2.84 for T2. Saturated hydraulic conductivity (K_{sat}) was estimated using KCM model (Kozeny-Carman Modified; Mbonimpa, Aubertin, Chapuis, et al. (2002)), and was approximately 4×10^{-7} m/s and 1×10^{-7} m/s for T1 and T2, respectively. Water retention curves were measured using a pressure plate extractor (ASTM-D6836, 2016) and adjusted using the van Genuchten (1980) model. The air entry value (AEV) was 200 cm for T1 ($e = 0.82$) and 300 cm for T2 ($e = 0.96$).

Mineralogical phases were identified by X-ray diffraction (XRD ; Bruker AXS D8 Advance diffractometer, detection limit 0.5-2%) and the average tailings total sulfur and carbon contents were measured using an induction furnace (three replicates ; LECO CS744 Analyser). Mineral contents were used to evaluate AP and NP by identifying the phases available (Jamieson et al., 2015). Silicates (e.g., quartz, muscovite, chlorite) represented over 80 wt.% of both tailings but were deemed to have a limited effect on acid neutralization, especially when $pH > 5$ (Bouzahzah et al., 2014b). AP was calculated by assuming that the total S content originated from sulfides and that initial sulfate concentration was negligible (Table 4.1). NP was estimated based on the measured carbon content, assuming that all the carbon in the sample originated from carbonates (Lawrence & Wang, 1997). T1 tailings were rich in sulfides (pyrite ; 17.6 wt.%), while the carbonate content was around 1 wt.% (calcite and ankerite). T2 tailings were characterized by a greater content in carbonates with 6.7 wt.% ankerite, 1.7 wt.% calcite, and a lower sulfide content with 5.3 wt.% pyrite (Table 4.1). AP and NP were compared by calculating the net neutralization potential criterion ($NNP = AP - NP$; Lawrence et Wang (1997)). T1 was classified as acid generating with $NNP = -328$ kg $CaCO_3$ eq/t, mostly because of its elevated pyrite content ($AP = 339$ kg $CaCO_3$ eq/t) and low neutralisation capacity ($NP = 11$ kg $CaCO_3$ eq/t). T2 tailings were also acid generating ($NNP = -29$ kg $CaCO_3$ eq/t), but with a lower AP (109 kg $CaCO_3$ eq/t) and a greater NP (80 kg $CaCO_3$ eq/t) than T1.

Table 4.1 Initial mineralogical composition (in wt.%) of T1 and T2 tailings. Nd: Not detected

Minerals (wt.%)	T1	T2
Pyrite	17.6	5.3
Calcite	0.6	1.7
Ankerite	0.5	6.7
Chlorite	2.9	6.8
Quartz	47.7	38.5
Muscovite	16.6	32.9
Anorthite	3.7	2.3
Albite	4.9	3.2
Paragonite	3.4	Nd
Orthoclase	1.0	Nd
Chalcopyrite	0.2	0.2
Bassanite	0.9	Nd
Ilmenite	Nd	1.3
Gypsum	Nd	1.1

4.2.2 Laboratory kinetic tests

Tailings geochemical behaviour was evaluated using thirteen kinetic tests conducted over a period of 160 days. Tailings were compacted in small plexiglass cells (15 cm in height and 8 cm in internal diameter ; Figure 4.1) in a single 5.4 ± 0.2 cm thick layer and at a porosity of 0.44 ± 0.03 . The cell design was inspired by standard humidity cells, where the dimensions of the cells were reduced to simulate the oxidation reaction at the surface of the tailings (to limit the depth effect) and to reduce the amount of water used for the rinsing cycle (to limit the dilution of oxidation and neutralization products). Also, a lower volume of tailings enabled to maintain a better control on degree of saturation, which was assumed homogenous within the cell throughout the testing period. Tailings in seven cell (test A) were maintained at a constant degree of saturation $S_r = 79\%$, 83% (duplicates), and 94% (duplicates) for T1 and $S_r = 84\%$ (duplicates) for T2 (Table 4.2). In two cells (test B), tailings T1 were initially saturated, and the degree of saturation progressively decreased from 100% to 90% (day 30) then to 80% (day 60) and to 70% (day 90). Finally, for four cells with T1 tailings

(test C), the degree of saturation varied between 95% and 70%, for cycles between 7 to 14 days and for a total of 150 days (Table 4.3).

Table 4.2 Experimental tests A performed at the laboratory with constant degree of saturation

Cell	T1-94%-1	T1-94%-2	T1-83%-1	T1-83%-2	T1-79%	T2-84%-1	T2-84%-2
Sr (%)	94	94	83	83	79	84	84
Rinsing cycle (days)	14	14	14	28	14	14	14

Table 4.3 Experimental tests B and C performed at the laboratory, with T1 tailings, for various degree of saturation with time

Cell	B1	B2	C1-1	C1-2	C2	C3
Sr	Decreasing	Decreasing	Alternating	Alternating	Alternating	Alternating
Cycle (weeks)	-	-	2 - 2	2 - 2	2 - 1	1 - 2
Sr = 95% / Sr = 70%	-	-	2 - 2	2 - 2	2 - 1	1 - 2

S_r was monitored by regular measurement (at least every two days) of the cell weight and water was added, if necessary, to compensate for evaporation so that the degree of saturation remained constant (variations $< \pm 2.5\%$). A perforated lid was placed at the top of the cells to limit evaporation while allowing oxygen supply. A valve, placed at the bottom of the cells, was used to collect leachates.

Pore water quality was sampled every two weeks by performing rinsing cycles and adding 125 mL of distilled water (i.e., around 1.2 times the pore volume) on top of the cell before collecting the leachate at the bottom. Leaching was completed between 1 and 2 days and analyses were performed within one day after leachate collection. The two-week cycle was chosen to expose tailings at the target degree of saturation for a longer period because after wetting, the target value returned after 1 to 3 days, which could affect results with a weekly cycle. In total, 12 wetting cycles were completed and a four-week rinse cycle was performed for cell T1-83%-2 to assess the influence of rinse cycle duration, in comparison with cell T1-83%-1 (Table 4.2). For the initial flush, 450 mL (i.e., around five times the pore volume) were added to reduce the effect of the initial pore quality on the results (Bouzahzah, 2013).

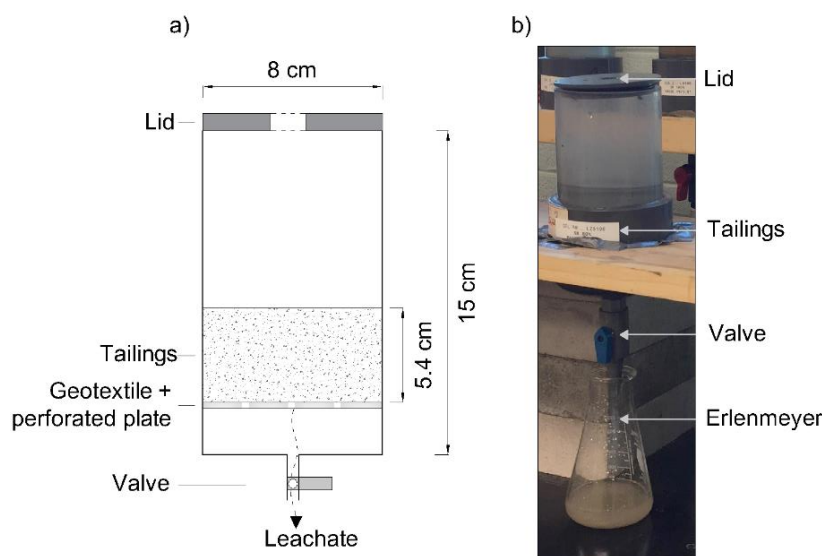


Figure 4.1 Kinetic test setup and (b) example of a cell installed in the laboratory on its support. A total of 13 cells were used to evaluate the effect of the degree of saturation on the critical time of T1 and T2 tailings

Collected leachates were characterized for pH, electrical conductivity, sulfate (SO_4), calcium (Ca) and magnesium (Mg) concentrations. pH and EC were measured using Hanna HI5522 pH and EC meter, with an accuracy of ± 0.01 for pH and $\pm 1\%$ for EC. SO_4 concentrations were determined using a spectrophotometer (HACH DR 3900, accuracy: 1%) and Ca and Mg concentrations were measured using atomic absorption (PinAAcle 900 F Perkin Elmer, relative error: 1.5-2.0%). Kinetic tests were conducted until pH remained below 5.0 for at least 5 weeks, which corresponded to a minimum duration of 115 days, and it was decided to stop the tests once enough data were collected, after 160 days. After the end of the experiments, kinetic cells were dismantled, and total carbon and sulfur contents were measured on two homogenized samples for each cell. Electrical conductivity and magnesium concentrations are not presented in this manuscript.

4.2.3 Numerical simulations

Numerical simulations were conducted using MIN3P, a multicomponent reactive transport code (Mayer, 1999), which can simulate the coupled hydrogeotechnical and geochemical behaviour of reactive tailings. MIN3P integrates the effect of aqueous complexation, redox reactions and mineral dissolution-precipitation reactions (Mayer et al., 2012). Different studies used MIN3P to reproduce

laboratory and *in situ* tests to evaluate AMD generation associated with highly reactive mine tailings (Kalonji-Kabambi, Demers, et al., 2020), and the effectiveness of reclamation methods (Molson et al., 2008; Ouangrawa et al., 2009; Pabst, Molson, et al., 2017).

Laboratory kinetic cells were simulated as one-dimensional models. The height of the domains was 5.4 cm, and was discretized with 30 control volumes (i.e., with a vertical mesh size of 1.8 mm). Convergence for flow and reactive transport calculations was assessed by using a tolerance $\varepsilon = 10^{-6}$.

Tailings mineralogical compositions were based on XRD analyses (Table 4.1). The constant degree of saturation in the tailings was controlled by applying a negative pressure head on the bottom boundary of the models. Hydrogeological parameters included water retention curves, porosities and hydraulic conductivities either measured in the laboratory or estimated (more detail in the section “Tailings properties” above). A seepage flowrate on top of the model simulated the laboratory rinse cycles, with water addition on the dates the flushes were performed in the laboratory. The simulated inflow of water was equal to the volume of leachate collected during laboratory tests. A free advective mass outflux for aqueous phase allowed to simulate the leachate at the bottom. A total of 15 mineral phases were considered in the simulations (Table 4.4), two gases (O_2 ; CO_2) and two redox pairs (Fe^{2+} / Fe^{3+} ; HS^- / SO_4^{2-}). Initial pore water chemical composition was based on the leachate quality of the first rinse and distilled water was used for recharge water. A constant partial pressure of oxygen was applied at the surface of the model ($p(O_2) = 21\%$) to simulate contact with the atmosphere. The reactive transport simulations were conducted using advective and free diffusive mass influx for aqueous and gaseous phases at the surface. Mineral dissolution-precipitation reactions were obtained from MIN3P database (Table 4.4). Gypsum, ferrihydrite and hydroniumjarosite were included as secondary minerals in the models given that their dissolution/precipitation may impact AMD generation (Nordstrom et al., 2015), and influence Ca and SO_4 concentrations (Jurjovec et al., 2004).

Effective rate constants (k^{eff} ; $mol\ L^{-3}bulk\ s^{-1}$) were adjusted to simulate mineral reactivity. The primary minerals reactivity was updated with time following a two-third power relationship to consider change in surface area following mineral dissolution (equation 4.1; Lichtner (1996); Mayer et al. (2002)):

$$k_i^{eff,t} = k_i^m \times S_i^0 \times \left[\frac{\phi_i^t}{\phi_i^0} \right]^{2/3} \quad (4.1)$$

Where S_i^0 : initial reactive area ($\text{m}^2 \text{L}^{-3}$); ϕ_i^0 : initial volume fraction of mineral i ; k_i^m : rate constant ($\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) and ϕ_i^t : volume fraction of mineral phase at present solution time t .

Table 4.4 Mineral reactions and equilibrium constants (Kim), from MIN3P databases. (am): amorphous; (aq): aqueous

Phase	Reaction	Log K_i^m
Pyrite	$\text{FeS}_2 + 7/2 \text{O}_2 + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{Fe}^{2+} + 2\text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}^+$	-215.3
Calcite	$\text{CaCO}_3 \leftrightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{CO}_3^{2-}$	8.5
Ankerite	$\text{CaFe}(\text{CO}_3)_2 \leftrightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{Fe}^{2+} + 2\text{CO}_3^{2-}$	17.1
Chlorite	$(\text{Fe}(\text{Mg}, \text{Mn})_5\text{Al})(\text{Si}_3\text{Al})\text{O}_{10}(\text{OH})_8 + 28\text{H}^+ + 3\text{O}_{2(\text{aq})} \rightarrow 5\text{Mg}^{2+} + \text{Fe}^{2+} + 5\text{Mn}^{2+} + 2\text{Al}^{3+} + 3\text{H}_4\text{SiO}_4 + 12\text{H}_2\text{O}$	- ^a
Quartz	$\text{SiO}_2 (\text{am}) + 2\text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{H}_4\text{SiO}_4$	4.0
Muscovite	$\text{KAl}_2(\text{AlSi}_3\text{O}_{10})(\text{OH})_2 + 10\text{H}^+ \leftrightarrow \text{K}^+ + 3\text{Al}^{3+} + 3\text{H}_4\text{SiO}_{4(\text{aq})}$	-13.0
Anorthite	$\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8 + 8\text{H}^+ \rightarrow \text{Ca}^{2+} + 2\text{Al}^{3+} + 2\text{H}_4\text{SiO}_4 (\text{aq})$	- ^a
Albite	$(\text{NaAl})\text{Si}_3\text{O}_8 + 4\text{H}^+ + 4\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Na}^{2+} + \text{Al}^{3+} + 3\text{H}_4\text{SiO}_{4(\text{aq})}$	- ^a
Paragonite	$\text{NaAl}_2 (\text{AlSi}_3\text{O}_{10})(\text{OH})_2 + 10\text{H}^+ \leftrightarrow \text{Na}^+ + 3\text{Al}^{3+} + 3\text{SiO}_2 + 6\text{H}_2\text{O}$	17.5
Orthoclase	$(\text{KAl})\text{Si}_3\text{O}_8 + 4\text{H}^+ + 4\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{K}^+ + \text{Al}^{3+} + 3\text{H}_4\text{SiO}_{4(\text{aq})}$	- ^a
Chalcopyrite	$\text{CuFeS}_2 + 4\text{O}_{2(\text{aq})} \leftrightarrow \text{Cu}^{2+} + \text{Fe}^{2+} + 2\text{SO}_4^{2-}$	35.3
Bassanite	$\text{CaSO}_4 \leftrightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{SO}_4^{2-}$	4.4
Gypsum	$\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}_2\text{O}$	4.6
Ferrihydrite	$\text{Fe}(\text{OH})_3 + 3\text{H}^+ \leftrightarrow \text{Fe}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O}$	-4.9
H Jarosite	$(\text{H}_3\text{O})\text{Fe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6 + 5\text{H}^+ \leftrightarrow 3\text{Fe}^{3+} + 7\text{H}_2\text{O} + 2\text{SO}_4^{2-}$	5.4

^a: Irreversible dissolution

4.2.4 Calibration of numerical simulations

The geochemical system was calibrated by modifying iteratively the effective rate constant of each mineral (equation 3.1), until a good agreement was observed between simulation and experimental results. The equilibrium constants (Table 4.4) were not changed during the calibrations. Special

emphasis was put on pH, and SO₄ and Ca concentrations and final %C to ensure the models reproduced well acidification and neutralization reactions in the tailings. Alkalinity would have been an interesting parameter to measure as a proxy for neutralisation potential, however it was decided to rely on sulfate and calcium and magnesium, and allow the model to calculate alkalinity. The model calibration was considered sufficient with the measured parameters. The quality of the calibration was evaluated by visual comparison (Jurjovec et al., 2004; Ouangrawa et al., 2009; Pabst, Molson, et al., 2017).

The calibrated reaction rates were in the same order of magnitude as observed in other studies (Demers et al., 2013; Jurjovec et al., 2004; Kalonji-Kabambi, Demers, et al., 2020; Mayer et al., 2012; Mayer et al., 2002; Molson et al., 2008; Ouangrawa et al., 2009; Sako & Pabst, 2023b) ; Table 4.5).

Table 4.5 Calibrated effective rate constants (k_{eff} ; mol L⁻³bulk s⁻¹) for T1 and T2 tailings

Mineral phase	T1	T2
	k_{eff} (mol L ⁻³ bulk s ⁻¹)	
Pyrite	6.0×10^{-9}	4.0×10^{-9}
Calcite	2.0×10^{-8}	
Ankerite	2.0×10^{-9}	
Chlorite	5.5×10^{-11}	
Others	1.0×10^{-11}	
Gypsum	5.0×10^{-7}	
Ferrihydrite	1.0×10^{-9}	
H Jarosite	1.0×10^{-11}	

4.3 Results: Tailings oxidation and critical time

4.3.1 Experimental critical time

Initial pHs were between 7 and 8 in all cells and remained relatively constant for approximately 60 days (Figure 4.2). pH then started to decrease for T1-79% and T1-83%, first progressively to around 5.5, then more abruptly to 4.0, and finally more slowly again to 2 or 3. Not all the cells

showed a decrease in pH, which remained relatively constant around neutrality for T1-94% and T2-84%. The critical time (i.e., the time to reach pH = 6, see Methodology section above) tended to increase with the degree of saturation. For example, the critical time was 72 days for T1-79%, 85 days for T1-83%-1, and over 160 days for T1-94%. Duplicates showed very similar results (< 8 days difference), thus indicating a good reproducibility of the laboratory setup and a relatively good homogeneity of the tested tailings.

Sulfate concentrations were initially between 1 000 and 2 500 mg/L in all cells (Figure 4.3 a). Pre-oxidation was considered limited in tailings (through sampling and storage) and therefore it was assumed that all measured sulfates came from sulfides oxidation. When the pH remained neutral, i.e., for cells T1-94% and T2-84%, sulfate concentrations remained relatively constant throughout the tests (Figure 4.3 e and g). However, in cells subjected to AMD generation, i.e., cells T1-79%, T1-83%-1 and T1-83%-2, sulfate concentrations tended to increase while pH decreased. For example, for T1-79%, SO₄ concentration started from 1875 mg/L at day 29 and increased between 2 775 mg/L and 2 930 mg/L between day 44 and 107. The next flush was performed one month later, at day 135, and the concentration increased again up to 8 550 mg/L (Figure 4.3 a). In comparison, the increase was delayed and smoother in T1-83%-1 (Figure 4.3 c) and the concentration remained below 1 570 mg/L for T1-94% (Figure 4.3 e). In general, SO₄ concentrations were greater when the degree of saturation was lower. For example, sulfate concentration at day 77, was 2 045 mg/L in T1-83%-1 and 2 775 mg/L for T1-79% (Figure 4.3 a and c).

Ca concentrations were initially between 800 mg/L and 900 mg/L for both tailings and all cells (Figure 4.3 b, d, f and h). Similarly to sulfate, Ca concentrations tended to remain constant in cells where pH remained neutral, but decreased in cells with a degree of saturation lower than 90% and where pH decreased below 6,0. For example, Ca concentrations at day 147 were 441 mg/L for T1-83%-1 but around 700 mg/L for T1-94% (Figure 4.3 d and f).

The variations of pH and sulfate and calcium concentrations observed during the kinetic tests illustrated the evolution of mineral content in the samples. The constant pH near neutrality observed at the beginning of the tests indicated that carbonates buffered the acid produced by the oxidation of sulfides (Figure 4.2), which was confirmed by the elevated concentrations of sulfate and calcium observed in the leachate (Figure 4.3). After some time, in some cells (T1-79% and T1-

83%), the pH started to slowly decrease to 5.5, concomitantly to a decrease in Ca concentrations. At the same time, SO_4 concentrations remained relatively constant. In other words, sulfides oxidation continued while carbonates progressively started to deplete. For example, in T1-79%, a mass balance based on the calcium and sulfate loads collected (without considering ions used for gypsum precipitation in tailings) enabled to estimate that 65% (i.e. 1.6 g) of the initial amount of calcite remained in the tailings at day 77 for a critical time of around 72 days. After this point, the pH rapidly decreased to around 4.0, with the continued decrease in calcite content. The abrupt decrease of pH was therefore deemed to be caused by the depletion of liberated carbonates (estimated remaining calcite was below 57% in T1-79% at day 93). Then, the remaining carbonates were no longer able to buffer the acidity produced, and the pH continued to fall, reaching values below 3.0 on day 147. The mass balance calculation performed indicated that less than 9% of calcite at and 36% of ankerite remained in T1-79% at Day 147, i.e., around 0.03 C%.

The degree of saturation had a major effect on the critical time. A degree of saturation greater than 90% significantly limited the oxidation of sulfides and therefore the consumption of carbonates in the samples (Figure 4.2 c). As a consequence, the critical time was not reached in the duplicates T1-94%. The total carbon content measured for T1-94% after the end of the test was around 0.13 wt.%, i.e., a decrease of 23 wt.%, indicating a significant neutralisation capacity remained (Table 4.6).

Finally, the mineral composition also had a significant impact on the critical time. For example, the significantly higher neutralizing potential for T2 (8.4 wt.% carbonates and $\text{NP} = 80 \text{ kg CaCO}_3 \text{ eq/t}$) contributed to maintain the pH around neutrality, despite a degree of saturation below 90% and significant oxidation of sulfides (as shown by the high concentrations of sulfate measured ; Figure 4.3 g). The total carbon content by the end of the tests (i.e, after 160 days) had decreased by only 2% for T2-84%, indicating that in that case, sulfides may be depleted before carbonates (Table 4.6).

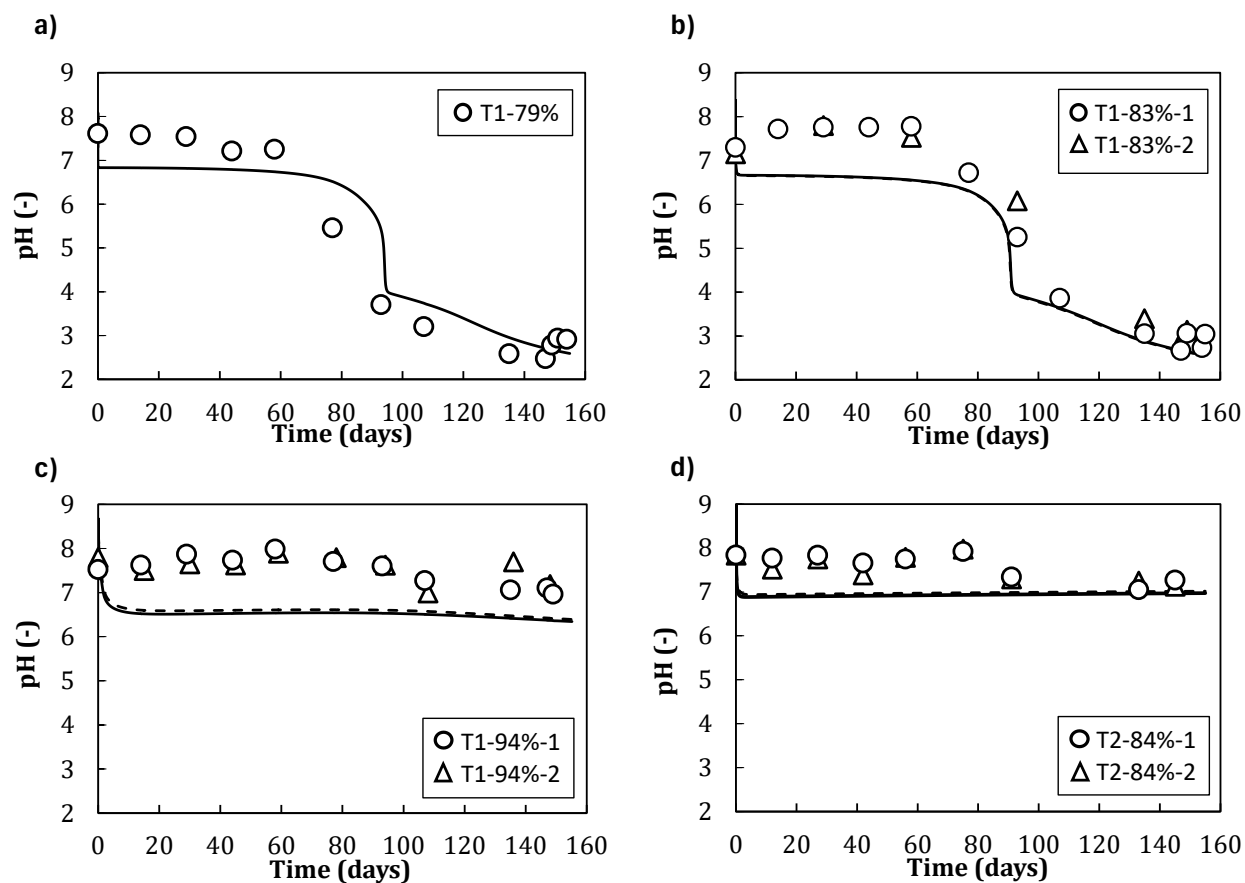


Figure 4.2 Measured (dots) and simulated (lines) pH for (a) T1-79%, (b) T1-83%-1 (circle-line) and T1-83%-2 (triangle-dash), (c) T1-94%-1 (circle-line) and T1 94%-2 (triangle-dash), and (d) T2-84%-1 (circle-line) and T2-84%-2 (triangle-dash)

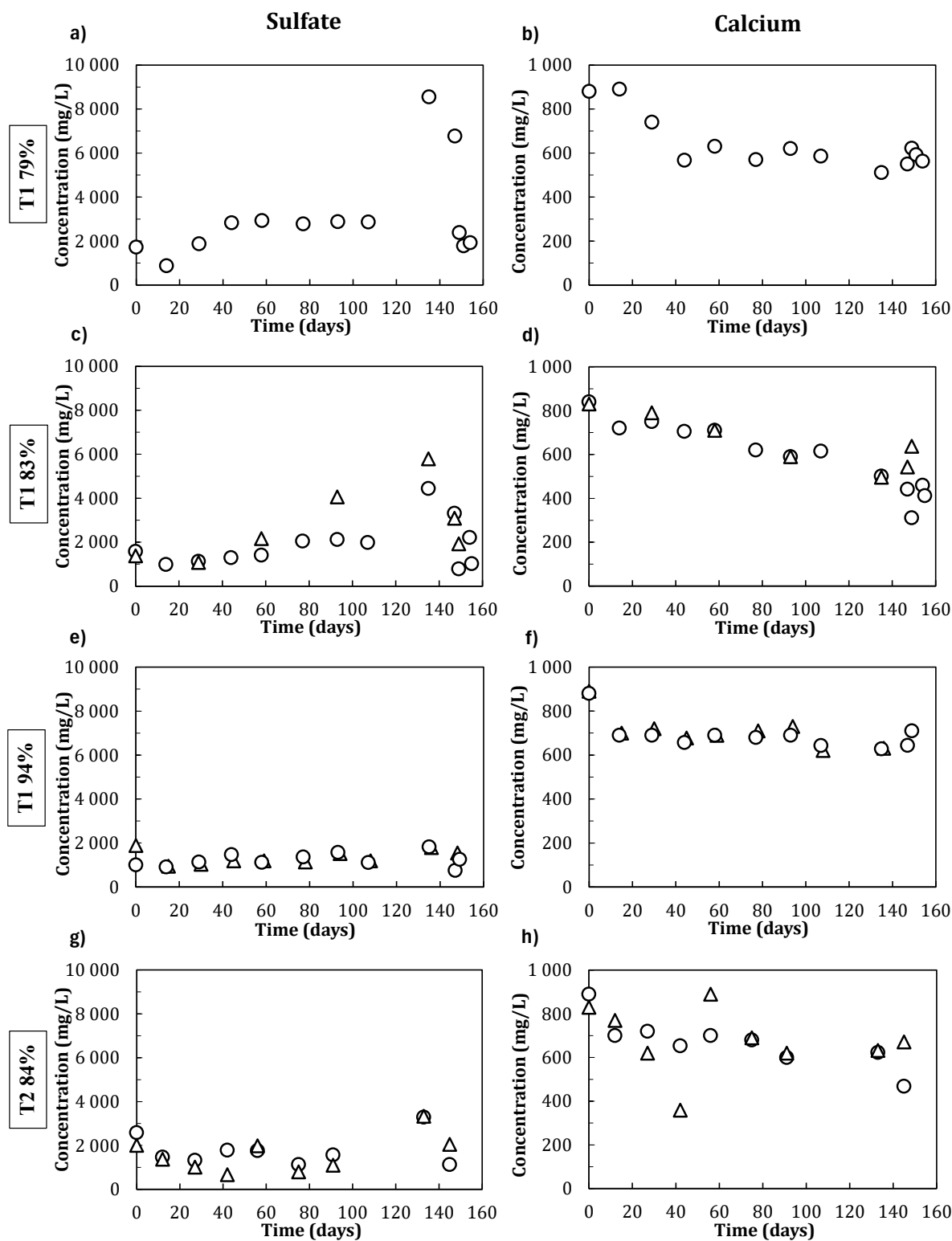


Figure 4.3 Measured sulfate (left), calcium (right) concentration for T1 tailings (a to f) and T2 tailings (g and h) for various degrees of saturations. Duplicates (Tests 1 and 2) are presented in the same figures as triangles and circles

4.3.2 Simulated critical time

Calibrated simulations reproduced well pH variations and the simulated critical times (Figure 4.2). Similarly to experimental results, the simulated critical time was almost independent of the degree of saturation when $S_r < 90\%$ and was between 84 and 88 days. For example, simulated critical time for T1-79% and T1-83% was between 84 and 88 days in the simulations, and between 72 and 93 days in the laboratory experiments (Figure 4.2 a and b). The rapid decrease of the pH after the critical time had been reached, and the continued decrease from $\text{pH} = 4$ and below, were also well simulated for T1-79% and T1-83%, thus indicating that simulations captured well the depletion of carbonate. For example, simulated total carbon content for T1-83%-2 at the end of the test was 0,03 wt.%, i.e., equal to the total carbon content measured in the laboratory. Simulations also captured well the effect of mineral composition in particular the absence of a critical time for T2 with a higher buffering capacity (Figure 4.2 d) and the influence of the degree of saturation, with a pH remaining constant around neutrality for T1-94% ; Figure 4.2 c).

Time variations of sulfate and calcium concentrations can be difficult to calibrate because rapid variations within one cycle are not always captured by the sampling approach (one samples per cycle only). Usually, concentrations increase rapidly at the beginning of the wetting cycle, then decrease after a few days, first rapidly and then more progressively, before stabilizing again until the next cycle (Ouanguwa et al. 2009; Pabst 2011). In this research, calibrated models were therefore also validated by comparing cumulative loads with time.

Simulations reproduced well cumulative sulfate and calcium loads with time (Figure 4.4). Initial simulated loads were in the same range of values of measured loads. For example, simulated SO_4 load was 225 mg, which was 27 mg higher than the measured value in T1-83%-1. Then, the evolution of the simulated loads fitted with the values measured in the laboratory and AMD generation, with an average absolute difference around 68 mg. Finally, the simulated cumulative loads at day 147 was 2,930 mg while measurement was around 2,350 mg in the laboratory. Also, the differences between simulated and measured calcium were in average below 8 mg (i.e., 10%) for T1 cells and 12 mg (i.e., 17%) for T2 cells.

The evolution of the neutralisation capacity in the tailings was also well simulated, as shown by the comparison between the initial and final total carbon content (Table 4.6). For example, the simulated %C for T2-84%-1 after 160 days was 0.84 wt.% which was similar to the 0.93 wt.%

measured in the laboratory. Similarly, the carbon content for T1-94%-1 after 160 days was 0.08 wt.% in the simulations and 0.13 wt.% in the laboratory. Simulations also indicated a 77% reduction in carbon content for T1-83%-1, which was similar to the 82% reduction measured in the laboratory.

Table 4.6 Comparison between measured and simulated total C% (wt.%) at day 0 and at day 160 for each test. The simulated values were calculated based on XRD analysis

Day	Cell	Measured	Simulated
Day 0	T1	0.17 [0.17 – 0.18]	0.13
	T2	0.96 [0.96 – 0.96]	0.96
Day 160	T1-94%-1	0.13 [0.13 – 0.13]	0.08
	T1-94%-2	0.13 [0.13 – 0.14]	0.08
	T1-83%-1	0.05 [0.05 – 0.06]	0.03
	T1-83%-2	0.03 [0.02 – 0.05]	0.03
	T1-79%	0.01 [<0.01 – 0.02]	0.03
	T2-84%-1	0.93 [0.93 – 0.93]	0.84
	T2-84%-2	0.94 [0.93 – 0.96]	0.84

Overall, simulations were deemed in good agreement with laboratory results and calibrated models were therefore used to evaluate the critical time for exposed tailings with varying mineral contents.

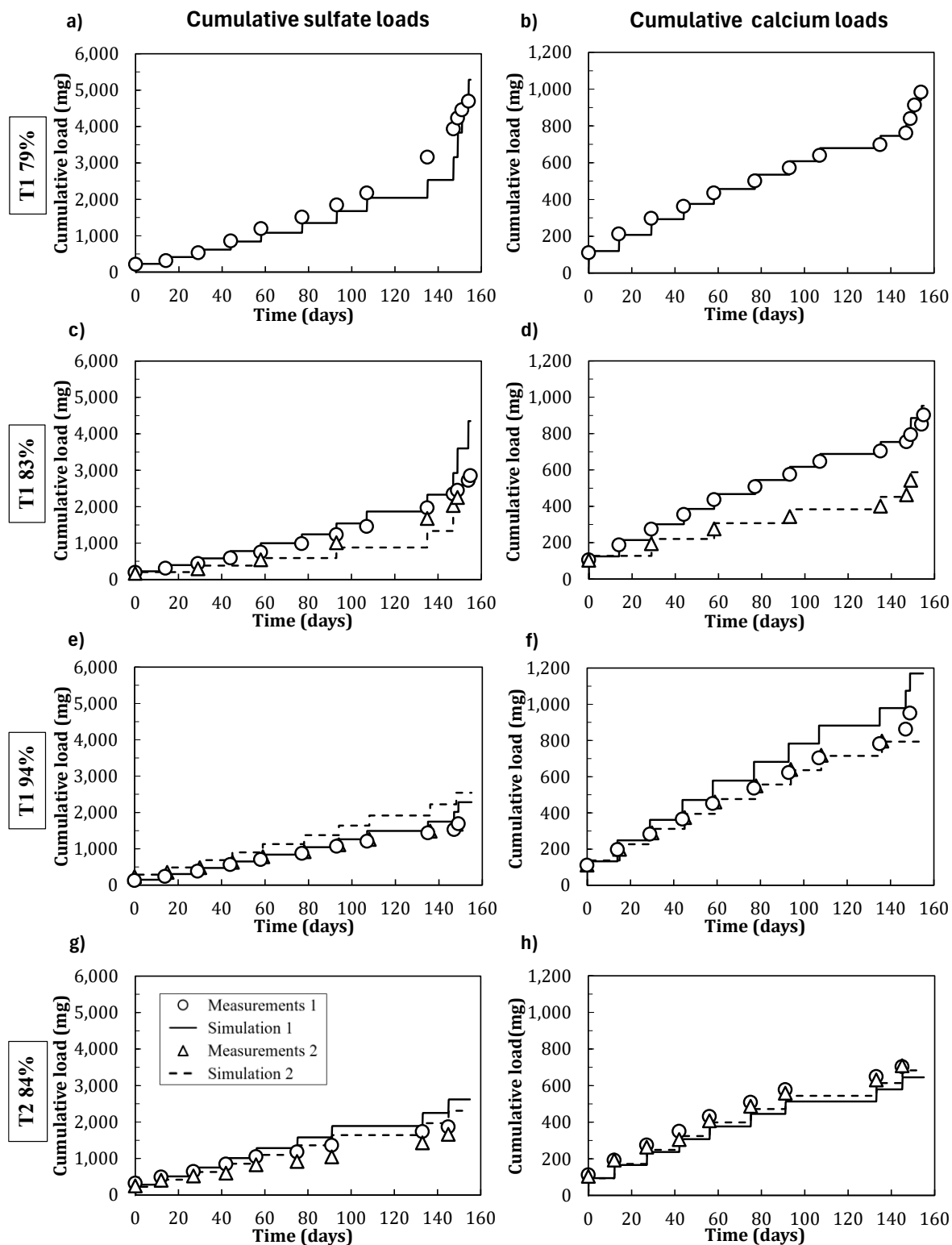


Figure 4.4 Measured (dots) and simulated (lines) cumulative SO₄ (left), Ca (right) loads for T1 tailings (a to f) and T2 tailings (g and h) for various degrees of saturations. Duplicates are presented in the same figures

4.3.3 Effect of sulfide and carbonate contents

Calibrated simulations were used to evaluate the critical time for various mineral contents. Extrapolations and parametric analyses were conducted by modifying the values of AP and NP in the models, i.e., the mineral content of sulfide and carbonate minerals. The volumetric fractions (F_v) of sulfide and carbonate minerals were determined as a function of AP and NP and compensated by adjusting the volumetric fractions of minerals to maintain a constant mass. Pyrite and carbonate effective rate constants remained equal to the calibrations of T1 tailings. For each mineral content, various degrees of saturation were simulated, between 50% and 100%. The trends observed in the laboratory were well defined, enabling extrapolations to be made over a wide range of saturation levels (i.e. in practice, the degree of saturation has little effect below 80%). All the other parameters (mesh size, time steps and convergence criteria) were the same as for the calibration of the laboratory cells. Critical time was strongly influenced by the degree of saturation when $S_r > 90\%$, and by the mineral composition. Calibrated numerical simulations were therefore used to extrapolate laboratory observations and develop a new predictive model to evaluate the critical time.

Numerical simulations showed two trends regarding the influence of the degree of saturation on the critical time (Figure 4.5). First, the results confirmed the presence of a threshold between 90% and 95%, above which the critical time was significantly delayed. For example, simulated critical times were 118 days and over 1 000 days for S_r of 93% and 97% (Figure 4.5 a). Second, below this threshold, the critical time was constant and independent of the degree of saturation. For example, for NP = 11 kg CaCO₃ eq/t (0.6 wt.% calcite and 0.5% ankerite) and AP = 339 kg CaCO₃ eq/t (17.6 wt.% pyrite), simulated critical time was around 81 days for S_r between 50% and 90% (Figure 4.5 a).

The critical time was however delayed with the variation of the mineral composition (Figure 4.5 a, b, c). As NP and AP values increased simultaneously (Figure 4.5 a), the simulated critical time was 352 days, for values of NP = 43 kg CaCO₃ eq/t (2.3 wt.% calcite and 2.1 wt.% ankerite) and AP = 371 kg CaCO₃ eq/t (19.2 wt.% pyrite). Also, a diminution of AP value to 168 kg CaCO₃ eq/t (8.7 wt.% pyrite), while maintaining the same NP value, increased the simulated critical times to 384 days (+ 32 days ; Figure 4.5 b).

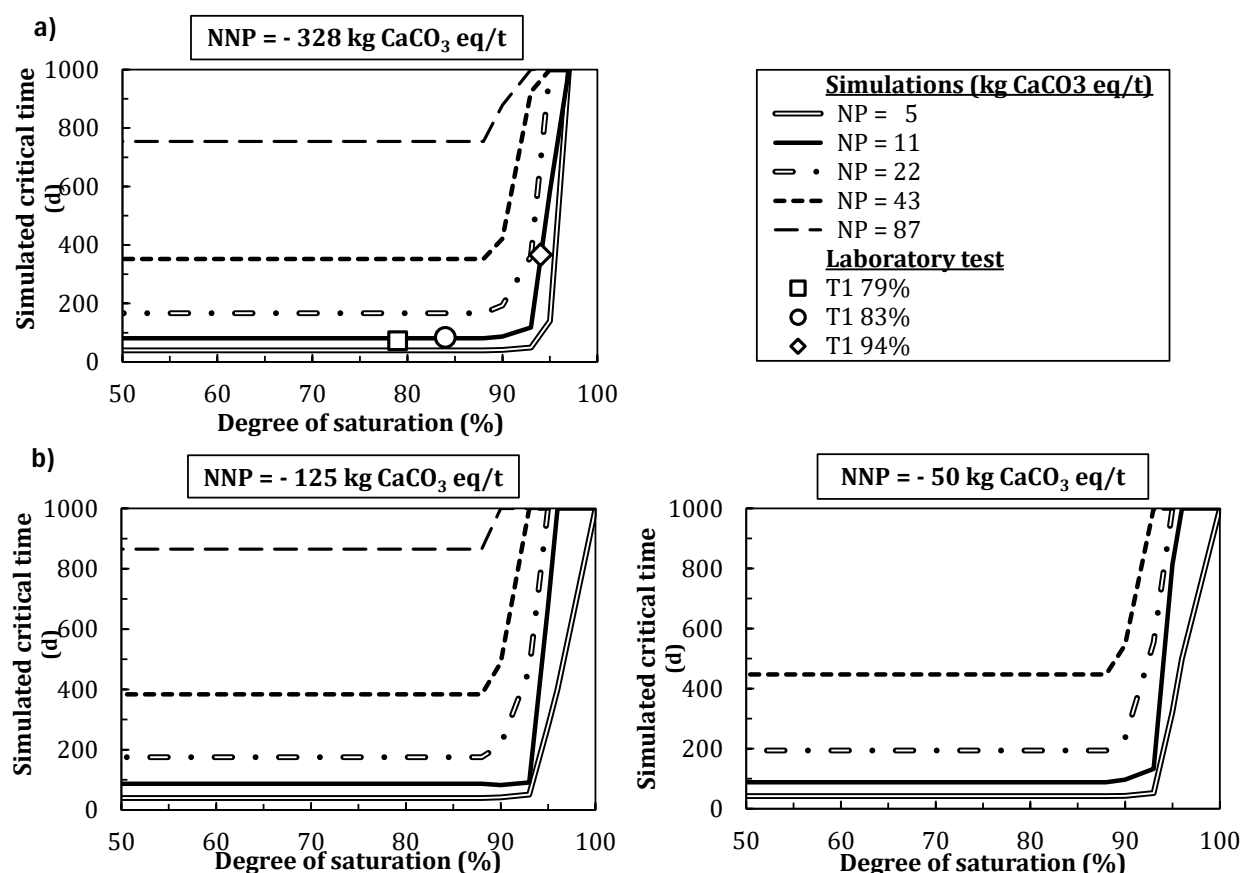


Figure 4.5 Numerical evaluation of critical time as a function of the degree of saturation and for various NNP and similar to T1 tailings (a). Critical time observed at the laboratory (T1-79% and T1-83% cells) and extrapolated (T1-94%) are plotted on the line corresponding to the T1 tailings (NP = 11 kg CaCO₃ eq/t and AP = 339 kg CaCO₃ eq/t)

The individual influence of sulfides and carbonates in the mineral composition was determined by first modifying individually the AP by considering a constant NP value (NP = 11 kg CaCO₃ eq/t, i.e. 0.6 wt.% calcite and 0.5% ankerite ; T1 tailings) and then modifying the NP by considering a constant AP value of T1 (AP = 339 kg CaCO₃ eq/t, i.e. 17.6 wt.% pyrite ; T1 tailings). Critical time was more influenced by the NP than by the AP (Figure 4.6). When AP increased from 339 kg CaCO₃ eq/t (17.6 wt.% pyrite) to 511 kg CaCO₃ eq/t (26.5 wt.% pyrite), the critical time remained constant at 81 days. However, the critical time increased linearly with NP. For example, critical time was NP = 5 kg CaCO₃ eq/t (0.3 wt.% calcite and 0.3% ankerite), 81 days for NP = 11 kg

CaCO_3 eq/t (0.6 wt.% calcite and 0.5% ankerite) and 800 days for NP = 87 kg CaCO_3 eq/t (4.7 wt.% calcite and 4.3% ankerite). In addition, critical time increased as AP decreased and the difference between NP and AP (i.e. NNP value) was close to 0 kg CaCO_3 eq/t. For example, critical time was simulated at 96 days for AP = 61 kg CaCO_3 eq/t (3.2 wt.% pyrite) and increased to 235 days, when NNP = 0 kg CaCO_3 eq/t, i.e., AP = 11 kg CaCO_3 eq/t (0.6 wt.% pyrite).

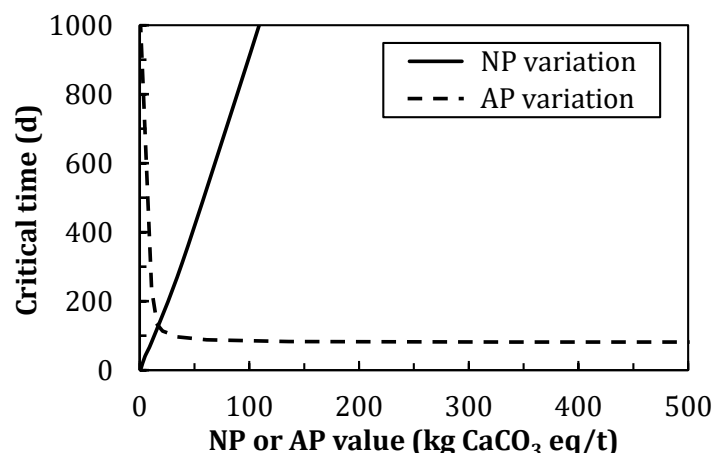


Figure 4.6 Numerical evaluation of critical time for different mineral contents for $\text{Sr} < 90\%$. Critical time is presented as function of AP (constant NP) or NP (constant AP). NP value mainly governs delay before AMD generation

4.3.4 A new model to predict tailings' critical time

Multiple linear regressions were conducted to model the relationship between critical time and NP and NNP based on the results of over 30 numerical simulations, considering different values NP and AP. Various iterations were carried out to evaluate the variables that best describe the evolution of the critical time. A second-degree polynomial equation was deemed the most appropriate for the critical time estimation model (equation 4.2), which was then validated by a correlation analysis.

Calculated critical time by the proposed model, using the initial mineralogy (NP = 11 kg CaCO_3 eq/t and AP = 339 kg CaCO_3 eq/t), was 88 days and consistent with the experimental critical time observed in a period of 72 to 94 days. The average difference between calculated and simulated critical time used for the linear regression was - 6 days, with a root mean square deviation (RMSD)

of 9 days, and a maximum overestimation of 10 days. Finally, the coefficient of determination was $R^2 = 0.99$, and p-values of the coefficients were below 0.0001.

$$Ct = NP \times 8 - \frac{NP^2}{NNP} \times 2 \quad (4.2)$$

Critical time values calculated using random NP and NNP values were then compared with numerical simulations to validate the proposed model (Figure 4.7). The calculated values fitted the laboratory measurements (i.e., 85 and 93 days for T1-83% duplicate) with a calculated critical time around 89 days for $NP = 11 \text{ kg CaCO}_3 \text{ eq/t}$ and $NNP = -236 \text{ kg CaCO}_3 \text{ eq/t}$. The calculations fitted also with simulated values. For example, the calculated critical time considering $NP = 42 \text{ kg CaCO}_3 \text{ eq/t}$ and $NNP = -224 \text{ kg CaCO}_3 \text{ eq/t}$ was 352 days, whereas the simulated critical time was between 352 and 384 days, for $NP = 43 \text{ kg CaCO}_3 \text{ eq/t}$ and $-328 < NNP < -125 \text{ kg CaCO}_3 \text{ eq/t}$ (Figure 4.7 a). As the NP value increased, the calculated critical time tended to be underestimated, explained by coefficients being rounded down to calculate a conservative critical time. Finally, the proposed model is valid for reactive tailings and in particular for NNP values below 0 and $NP < 100 \text{ kg CaCO}_3 \text{ eq/t}$. In the case of reactive tailings with no neutralisation capacity (i.e., $NP = 0 \text{ kg CaCO}_3 \text{ eq/t}$), the critical time is assumed to be zero and AMD generation begins right after deposition.

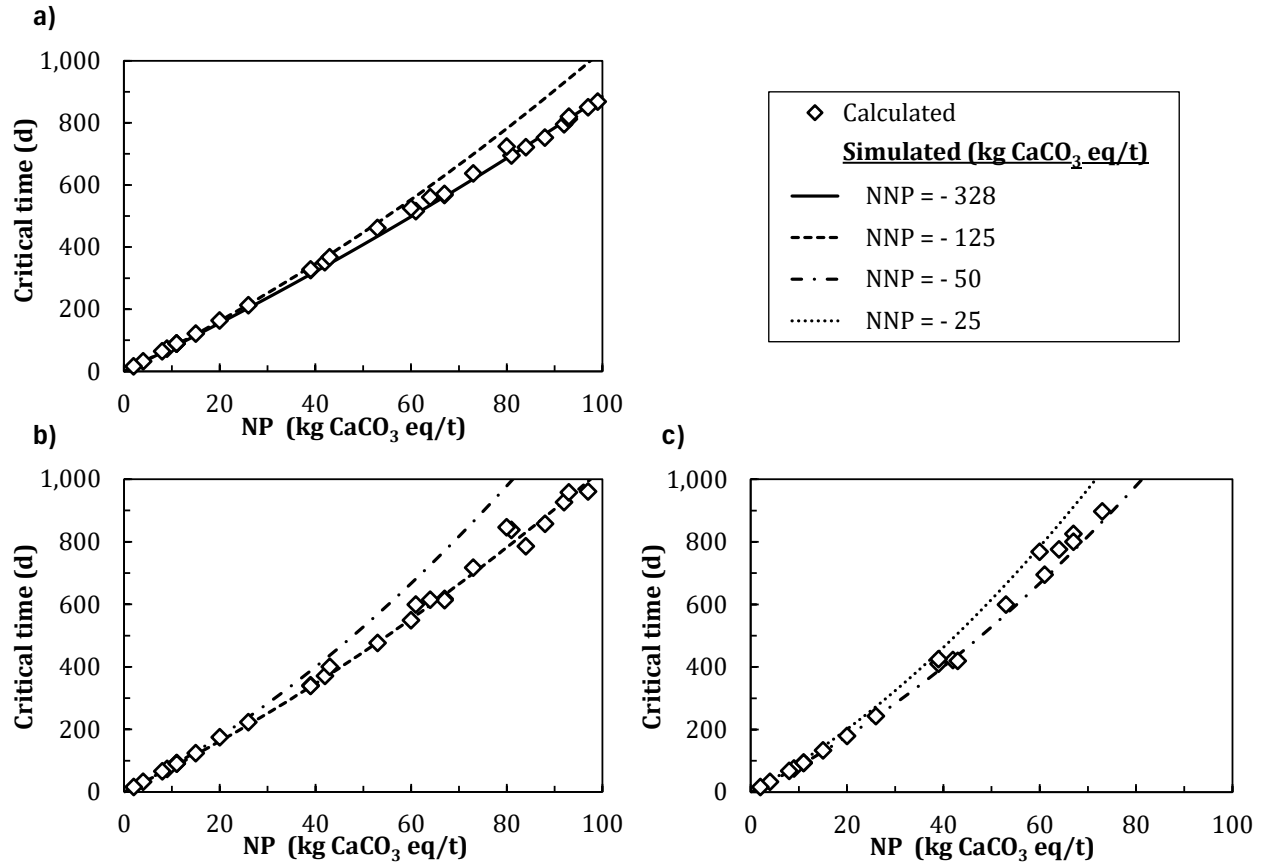


Figure 4.7 Comparison between simulated (line) and calculated with equation 2 (dots) critical times as a function of NP, for $S_r < 90\%$. Calculations are presented using random values of NP and NNP, considering a range of NNP value between -328 and -125 (a), -125 and -50 (b) and -50 and -25 (c) kg CaCO₃ eq/t

4.4 Practical implications for filtered tailings management

4.4.1 Effect of varying degrees of saturation

Laboratory experiments and numerical simulations considered constant degrees of saturation. In practice, however, TSFs are exposed to climatic conditions and precipitations and evaporation will induce variations in the degree of saturation of the filtered stack.

Two additional laboratory tests were performed using T1 tailings where S_r was varied. In test B (conducted in duplicates), tailings were initially saturated, and the degree of saturation

progressively decreased from 100% to 90% (day 30) then to 80% (day 60) and finally to 70% (day 90). The critical time was reached after 117 days in both cells, i.e., 32 days later than in T1-83%-1.

In test C, the degree of saturation varied between 95% and 70% each 7 or 14 days (Table 4.3) and for a total of 150 days. Alternating saturated and unsaturated states of the tailings had an influence on the critical time (Table 4.7). The critical times observed in the C1 duplicate and C3 (exposed at $S_r = 70\%$ with two-week cycles) were about 104 ± 4 days, i.e., 19 days later than in T1-83%. The longest delay was observed in cell C2, with the one-week cycle at $S_r = 70\%$, with a critical time of 125 days, i.e. 40 days later than in T1-83%-1.

Results showed that as long as the tailings were saturated, the critical time was not measurable. However, once desaturated, the critical time could only be slightly delayed despite temporary resaturation. For example, critical time was delayed by 32 days in test B, which was the time while tailings were saturated at the beginning of the test ($S_r = 100\%$ from day 0 to day 30) indicating that oxidation processes only began once the tailings had desaturated. Also, once the tailings have been exposed to oxidation, the neutralizing minerals can be consumed despite resaturation (although more slowly). The degree of saturation was below 90% for only 41 days in C2, i.e. half the critical time observed in T1-83%-1.

Table 4.7 Observed critical time during laboratory tests C alternating saturated / unsaturated states of exposed tailings

Test	Number of days for cycle		Critical time
	$S_r = 95\%$	$S_r < 90\%$	
C1-1	46 d	62 d	108 d
C1-2	52 d	48 d	100 d
C2	84 d	41 d	125 d
C3	45 d	55 d	100 d
T1-83%-1	0 d	85 d	85 d

In practice, filtered tailings are disposed of with a degree of saturation between 60% and 80% (Davies, 2011) and only precipitations can temporarily resaturate them. Maintaining a degree of saturation higher than 97.5% would avoid AMD generation over time (Sako & Pabst, 2023b), but

such high degrees of saturation are rarely observed on filtered TSFs (Nzame Ayang, 2021; Oldecop & Rodari, 2021). Tailings management should therefore not rely on precipitation and alternating saturation/desaturation of exposed filtered tailings to delay AMD generation.

4.4.2 Depth effect

In this study, tests were performed using a thin layer of tailings (± 5 cm) to enhance specimen uniformity and aid in model calibration. However, the filtered tailings in the field are disposed of in thicker layers. Numerical evaluations of the critical time were also performed with 5 cm, 10 cm, 20 cm and 40 cm layers for T1 tailings. Results showed that the critical time of pore water in the first 5 cm from the surface remained 81 days, independently of the total thickness. However, the critical time was delayed with depth. exceeded 470 days at depths between 10 and 15 cm from the surface, and went beyond 1000 days at depths greater than 20 cm.

The behaviour at depth needs to be studied, since thickness of a tailings layer can be up to 75 cm (Marques et al., 2020). Also, water flows caused by precipitation and deposition of fresh tailings could transport the contamination at depth, but water infiltration may be limited by the low hydraulic conductivity and run-off (Lupo & Hall, 2010). Acid generated at the top could be consumed in depth by the carbonates if it infiltrates. Indeed, experimental results have shown that water may penetrate the stack even with a minor rainfall event (Oldecop et al., 2017). Ensuring the regular deposition of a new tailings layers or starting reclamation before critical time is therefore recommended to reduce oxygen availability, thus limiting AMD generation (Cacciuttolo & Pérez Campomanes, 2022; Sako & Pabst, 2023a).

4.4.3 Model limitations and adaptations

Laboratory tests and numerical simulations showed that NP was the key parameter to predict the critical time. While the proposed model is promising, it's important to note that it was obtained from specific tailings under laboratory conditions, and is valid only for a mineralogy similar to that of T1 and T2 tailings (i.e., where calcite and ankerite were the main neutralizing minerals and pyrite the only sulfide). The critical time prediction model therefore requires a precise determination of the NP and AP in the field, mainly sulfides and carbonates (Jamieson et al., 2015; Maest & Nordstrom, 2017). The model needs to be confirmed by further studies, since the critical time in a large TSF will fluctuate due to mineral variability (Anawar, 2015). Critical time

calculations based on data from other published studies are not directly comparable due to the lack of similar tests, such as the tailings and/or rinse water volume used, as well as the maintenance of the degree of saturation (Table 4.8). For example, A3 test presented a NP value similar to T1 tailings but the lag time observed was 401 days, while the calculated critical time is 101 days. However, the A2 test has a longer critical time of 511 days, even though its NP value is 10 times lower than that of the A3 test. This result highlights the need for a more precise understanding of the mineralogy and the difference between the tests performed in this study and those performed using humidity cells.

Table 4.8 Comparison of critical time observations by Sako et Pabst (2023b) and Sexsmith et al. (2015) with calculations from the proposed model

Tailings	NP	NNP	NP _{Calcite}	Critical time (days)		
	kg CaCO ₃ eq/t			Experimental	Calculated NP total	Calculated NP calcite only
R 100% - N 0% ¹	11	-328	8.5	80 - 90	88	68
R 90% - N 10% ¹	17	-298	11.6	90 - 100	137	93
R 80% - N 20% ¹	24	-268	15.6	120 - 140	196	127
R 60% - N 40% ¹	38	-211	23.8	180 - 200	317	195
R 45% - N 55% ¹	49	-198	30.4	200 - 220	421	252
R 0% - N 100 % ¹	80	-31	48.3	> 350	1052	410
A1 ²	0.8	-21	-	1200	6	-
A2 ²	1.7	-56	-	511	13	-
A3 ²	12	-56	-	401	101	-
B2 ²	3.1	-26	-	365	25	-
E1 ²	41	-1046	-	511	331	-

¹ : Sako et Pabst (2023b) : Tests performed with successive degree of saturation, started from 100% (54 days), then 90% (56 days), then 80% (105-174 days) and 70%.

² : Sexsmith et al. (2015) : Humidity cell tests.

Kinetic tests performed in this study were not standardized and could be stopped as soon as the pH fell below 6, indicating that the pore water had become acidic. However, to collect sufficient data for numerical calibrations, the tests continued beyond the onset of the critical time, for at least 5

weeks, as recommended for stabilization of concentrations in humidity cell tests. Additionally, the test duration for the critical time studies will vary depending on the material, as observed for tailings T1 and T2. Kinetic laboratory tests are commonly used to study the geochemistry of mine tailings over time, but they present several challenges in terms of representativeness of geochemical behavior in field conditions (Bussière, 2007). The critical time observed in the laboratory may differ from those in the field, since the tailings were exposed in systems with a controlled environment (e.g., temperature, water supply), influencing the oxidation rates (Plante et al., 2021).

The model could be adapted for other minerals which may impact the critical time. For example, pyrrhotite oxidation rate is faster than pyrite (Chopard et al., 2017) but produces less acid (Plante et al., 2021). On the other hand, dolomite consumes twice more acid than calcite, but its dissolution rate is lower by one order of magnitude (Bouzahzah et al., 2015; Plante et al., 2021). Dolomite is, however, more reactive than ankerite (Blowes & Ptacek, 1994), and the presence of dolomite may therefore delay the critical time more than ankerite.

This model implicitly considered that all carbonates reacted the same way and at the same rate. A sensitivity analysis was carried out to assess the role of each individual carbonate mineral (here calcite and ankerite) on the critical time. The simulated critical time with calcite only was 59 days, i.e., 22 days earlier than the base case with both minerals for the initial mineralogy. The simulated critical time with ankerite only was, however, 0 day, indicating that the neutralizing potential of ankerite alone, and more importantly its limited quantity in the tailings, did not allow to maintain a pH near the neutral value. Calcite therefore played a major role in the geochemical behaviour of the studied tailings, but simulations indicated that the critical time was increased by ankerite when both minerals were present. This behaviour could, however, not be confirmed experimentally and further laboratory experiments should be conducted to confirm it. The effect of ankerite or other NP minerals could be determined by comparison using ABA test methods (NaOH titration) and NP calculated from TIC.

Also, standard carbonate NP method can overestimate the neutralisation capacity due to the presence of non neutralizing minerals, such as Fe-Mn-carbonates (e.g. siderite ; Bouzahzah et al. (2014a); Frostad et al. (2003); Skousen et al. (1997)). In practice, minerals that do not maintain a pH above 6 (e.g., Fe-Mn-carbonates, silicates, hydroxides) are not necessary to predict the critical time (Blowes et al., 2014; Jambor et al., 2002; Kollias et al., 2021; Lawrence & Scheske, 1997).

Corrected carbonate NP (CCNP) consider siderite (FeCO_3) in wt.% content to reduce the NP value (Equation 4.3 ; Plante et al. (2012)). It may also be adapted to adjust for the removal of ankerite from the NP value (Equation 4.4).

$$CCNP = NP - \%FeCO_3 \times 8.64 \quad (4.3)$$

$$CCNP = NP - \%CaFe(CO_3)_2 \times 4.70 \quad (4.4)$$

Numerical simulations also included some hypotheses and simplifications. For example, tailings were supposed homogeneous, the geochemical processes (e.g., mineral reaction rates and precipitation of secondary minerals) were fixed and no climate interaction was introduced. Results showed that the reaction rate may influence the critical time. Indeed, pyrite reaction rates between residues T1 and T2 were not equal during calibration. If sulfides oxidize faster and/or carbonates react less, the critical time will be reduced. Also, the liberation of sulfides and carbonates (proportion of the mineral available for reaction) and the precipitation of secondary minerals on the mineral surface are not considered in the model. However, these parameters can reduce the availability of sulfides and carbonates for reaction. The critical time will be overestimated if the NP value of the neutralizing minerals is considered with a degree of release of 100% or uncoated. However, NP and AP values can be corrected by considering the degree of liberation of acid-generating and neutralizing minerals (Elghali, 2018). In addition, geochemical behavior is also influenced by particle size distribution. Coarser tailings would have a longer critical time due to lower liberation than fine particles (Erguler & Erguler, 2015). The use of the two-third relationship was preferred in these simulations due to the consideration of calcite and ankerite dissolution, compared to the other options proposed by the code, such as a constant or a user-defined exponent value.

4.5 Conclusion and final remarks

Filtered tailings represent an alternative to conventional slurry tailings and can contribute to increase the geotechnical stability of TSFs. Their low degree of saturation, however, increases the risk of AMD generation and responsible management requires a timely designed deposition and reclamation plan. The objective of this study was to evaluate filtered tailings critical time (i.e., the time tailings can remain exposed to atmospheric condition before they start producing acid ($\text{pH} < 6$)) as a function of their degree of saturation and mineral composition. Laboratory kinetic tests

were conducted in the laboratory and simulated using MIN3P reactive transport code. Experimental results and model extrapolations allowed to identify the key parameters influencing the critical time:

- Critical time was mainly governed by the NP and especially the carbonate content. Measured and simulated critical time increased linearly with NP, and the greater the carbonate content, the longer the critical time. The characterization of carbonate minerals is therefore particularly important for AMD prediction.
- The sulfide mineral content had only a limited impact on the critical time.
- Critical time was influenced by the NNP, especially when the ratio NP/AP was greater than 0.5.
- Critical time was influenced by the degree of saturation. Laboratory results and simulations both showed that critical time was significantly delayed when $S_r > 90\%$, and even more when $S_r > 95\%$. Such high degrees of saturation are rarely observed on filtered TSFs (Nzame Ayang, 2021).
- A model was developed to estimate the critical time based on tailings mineralogy. This model may be useful for field deposition design but requires validation and adaptation for other mineral compositions. Further studies are necessary to determine the individual contribution of ankerite and calcite to critical time, as well as those of other carbonate minerals (e.g., dolomite) according to their individual neutralisation capacities. A second model can be adapted to other reactive tailings.
- The determination of the critical time only concerned the top 5 cm at the surface of the TSF, while the decrease of pH was drastically delayed with depth (because of a limited availability of oxygen). Additional experiments are required to better predict the evolution of water quality deeper in the TSF. Surface acidification will, however, influence surface water quality (runoff) and potentially trigger indirect oxidation reaction in depth (Furnell et al., 2022; Kleinmann et al., 1980).

Results presented in this study showed that critical time could be predicted based on geochemical characterization. Further studies would, however, be needed to evaluate the critical time for other mineral contents and assess more precisely the influence of wetting-drying cycles and the dilution

effect of rainwater. The proposed approach and models could, however, contribute to improve filtered tailings management in the field and reduce the risks of AMD generation.

Declarations

Acknowledgment The authors would like to acknowledge the financial support from FRQNT (Fonds de Recherche du Québec - Nature et Technologies), and the industrial partners of the Research Institute on Mines and the Environment (RIME; <http://rime.ca/>).

Funding The project has received the financial support from FRQNT (Fonds de Recherche du Québec - Nature et Technologies) - Grant number 2020-MN-282817.

Author's Contributions All authors contributed to the study conception and design. Materials preparation, data collection and analysis were performed by Corentin Chevalier. The first draft of the manuscript was written by Corentin Chevalier, and all authors commented on previous versions of the manuscript. The supervision, the resources, the funding acquisition, and the validation of the research were done by Thomas Pabst and Isabelle Demers. All authors read and approved the final manuscript.

Ethical approval Not applicable to this study.

Consent to Participate Not applicable to this study.

Consent Publish Not applicable to this study.

Competing interests The authors declare no competing interests

Data availability All data relevant to this study are included herein. Additional data can be provided by the authors if desired.

CHAPITRE 5 ARTICLE 2 : INFLUENCE OF CLIMATE AND DEPOSITION PARAMETERS ON ACID MINE DRAINAGE RISKS FROM FILTERED TAILINGS FACILITIES

Chevalier Corentin^{1,2}, Madison Chai-Onn³, Demers Isabelle⁴

¹Department of Civil, Geological, and Mining Engineering – Polytechnique Montréal, Montréal, Québec, Canada

²Research Institute of Mines and Environment (RIME) UQAT-Polytechnique, Canada

³WSP Global Inc., Canada

⁴Research Institute of Mines and Environment (RIME) Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, Québec, Canada

Corresponding author: Corentin Chevalier, corentin.chevalier@polymtl.ca, ORCID 0009-0007-6582-0236

Article soumis au journal « International Journal of Mining, Reclamation and Environment », le 24 avril 2025. Accepté avec révisions mineures le 21 juillet 2025ⁱ.

Abstract

Filtered tailings stockpiles help reduce geotechnical risks due to minimised water management, but at the same time, prolonged exposure to atmospheric conditions may increase the risk of acid mine drainage (AMD) generation. Unsaturated and porous media flow simulations, calibrated using field data and extrapolated, were conducted to assess variations in the degree of saturation and oxygen flux with depth. Results indicated that exposed filtered tailings rarely reached a degree of saturation above 90% to prevent AMD. However, strategic tailings deposition planning can limit AMD AMD generation risk (i.e., maintaining a near neutral pH) by limiting oxygen flux to the lower layers as deposition progresses.

Key words: Filtered tailings, Acid Mine Drainage, Critical Time, Tailings management, Numerical Simulations.

ⁱ En date du dépôt de la thèse, l'article est présenté tel que soumis au journal. La version finale peut différer en fonction des commentaires des réviseurs et de l'éditeur, jusqu'à la publication de l'article. Voir section 7.3.4.

5.1 Introduction

Tailings dewatering is considered by the mining industry to reduce geotechnical risks related to conventional tailings storage facilities (TSFs ; Williams (2021)). Filtration processes produce tailings with a solid content (C_s) higher than 85% (Ulrich, 2019), making tailings transportable by conveyor or trucks (Davies, 2011) and disposable as compacted layers, below 80% of water saturation (Lara et al., 2013). The geotechnical properties of filtered tailings stockpiles reduce drastically confinement structures requirements to ensure the geotechnical stability (Ulrich, 2019; Zorzal et al., 2020). Filtered tailings stockpiles present other advantages, such as improved water recirculation and integration of progressive reclamation (Company, 2008; Hogg, 2010; Ulrich & Coffin, 2013).

While geotechnical risks may be reduced, exposure to atmospheric conditions can lead to geochemical instabilities (Cacciuttolo & Pérez Campomanes, 2022). The unsaturated state of filtered tailings favors oxygen diffusion, making sulfide-rich tailings (e.g., pyrite) prone to oxidation when exposed to oxygen and water (Lindsay et al., 2015; Simms, 2017). This oxidation generates acid mine drainage (AMD), an acidic leachate releasing metals into the environment (Blowes et al., 2014), with significant environmental and societal consequences (Bortnikova et al., 2001; Hogsden & Harding, 2012) that can persist for decades (Aubertin, Bussière & Bernier, 2002; Kleinmann et al., 1980).

However, AMD generation may be delayed by the presence of neutralizing minerals, which can buffer the acid produced, until the “critical time”, i.e., the time that filtered tailings layer can be left exposed before the pH value drops below 6 (also called “lag-time”) (Chevalier & Pabst, 2023; Lottermoser, 2010). A degree of saturation higher than 90% can prevent AMD generation for exposed tailings (Chevalier & Pabst, 2023; Sako & Pabst, 2023b), especially because maintaining a high degree of saturation due to a lower oxygen diffusion in water than in the air (Collin & Rasmuson, 1988; Yanful, 1993). However, the in-situ degree of saturation will vary over time within the thickness of tailings subjected to climatic conditions (Blight, 1997) and placement properties (Aghazamani et al., 2024). Characterizing the active zone thickness helps identify the depth at risk of desaturation (Nelson et al., 2001), and therefore at risk of oxidation.

Several works have studied the hydrogeological behavior of filtered tailings (Amoah et al., 2018; Oldecop et al., 2017; Rodari Gutierrez & Oldecop, 2021) but the geochemical design for exposed

filtered tailings stockpiles is nevertheless rarely discussed in literature (Furnell et al., 2022). One solution is to return the sulfide tailings to the underground mines when applicable (Cacciuttolo & Marinovic, 2023), but research is needed on the surface storage of acid generating filtered tailings (Furnell et al., 2022). Recently, laboratory tests evaluated oxygen fluxes for simulated filtered tailings without considering successive layer deposition (Surrette, 2024; Surrette et al., 2023), while numerical simulations assessed tailings management effects on geochemical behavior (Sako & Pabst, 2023a). Neither study accounted for precise climatic conditions affecting saturation and oxygen fluxes. AMD prevention design criteria, including maintaining a degree of saturation above 90% (Chevalier & Pabst, 2023; Sako & Pabst, 2023b) or an oxygen flux below $50 \text{ g.m}^{-2}.\text{yr}^{-1}$ (Aubertin, Bussière, et al., 1999; Dagenais et al., 2005), combined with the knowledge of the critical time, can help adapt deposition planning in filtered tailings stockpiles.

This paper aims to understand and evaluate how tailings deposition parameters and climatic conditions affect AMD generation, with the successive layers deposition in a filtered tailings stockpile. To reach this objective, numerical simulations were calibrated on field data and used for parametric analysis. Tailings parameters (e.g. porosity and thickness of deposition) were simulated and different climates were also introduced to assess the variation of the degree of saturation and the oxygen fluxes for each layer during deposition and for an overexposure, i.e., after the deposition with no reclamation works. The results are intended to consider the deployment of acid generating filtered tailings and their applicability in different climates around the world.

5.2 Material and methods

5.2.1 Site location and tailings stockpile management

Éléonore Mine is an underground gold mine operation, located in Eeyou Istchee / James Bay, Quebec, Canada. The mine has been operating since 2014 and generates desulfurized filtered tailings, which are stored on a surface tailings stockpile, approximately 4 km from the concentrator. Tailings are transported using trucks to the tailings stockpile and disposed of in layers of 0.5 m continuously with bulldozers. Tailings solids content is around 83%, with a water content by mass between 18 and 21% at the time of deposition. Recently the operations added a compaction step using a compactor and quality control procedures.

The tailings stockpile is separated into different phases (1, 2, 3A, 3B and 4A) and phase 1 was completed in 2019. The tailings stockpile is constructed in 10 m height slopes with a maximum height of 45 m (final slope 5H:1V) and a final footprint estimated at 0.8 km². The base of the tailings stockpiles is waterproofed with a geomembrane anchored by a rockfill dike surrounding the tailings stockpile. Waste rock inclusions are placed in the tailings stockpile to improve geotechnical stability and control the water table. The water table reached a height of 7.7 m above the geomembrane in Phase 1 in September 2020 (Poirier et al., 2021).

5.2.2 Site visit and sampling

In-situ tailings were sampled at the tailings stockpile in July 2022 for characterization, such as porosity and in-situ saturated hydraulic conductivity (Table 5.1). A total of 60 samples were taken, using an auger (0200 Soil Core Sampler from Soil Moisture Equipment Corp) and stored in airtight bags before transportation. 40 samples were collected at the surface by removing the first 3 to 5 cm to flatten the surface before sampling and limit surface effects (e.g., dessication). Also, 20 samples were taken at depths of 20, 40, 60, 100 and 150 cm in four trenches excavated.

The volumetric particle size distribution was determined using Malvern Mastersizer laser analyzer and tailings were classified as non-plastic silts (ML; ASTM-D7928 (2021)). The porosity of each sample was measured at the laboratory, based on the known dimensions of the auger ring. The specific gravity was evaluated by gas pycnometer (ASTM-D5550, 2014) and the saturated hydraulic conductivity (k_{sat}) was estimated in-situ using a Guelph permeameter (SoilMoisture, 2012).

Table 5.1 In-situ tailings properties

D₁₀ (mm)	D₆₀ (mm)	G_s (-)	e (-)	n (-)*	k_{sat} (m/s)
0.0034	0.0432	2.73	0.72	0.42	8.0×10 ⁻⁷
[0.0029 – 0.0040]	[0.0384 – 0.0507]	[2.68 – 2.79]	[0.57 – 0.93]	[0.36 – 0.51]	[3.0×10 ⁻⁷ – 2.0×10 ⁻⁶]

*Half of in-situ measurements between 0.39 and 0.44

Water retention curves were measured using a pressure plate extractor (ASTM-D6836, 2016), at five void ratios that reflect the in-situ characteristics. Water retention curve data were used to calibrate the numerical models.

5.2.3 On site instrumentation

Six monitoring stations measuring the volumetric water content (VWC ; θ_w) were installed on the slopes of the phase 1 tailings stockpile between summer 2019 (S1, S2, N1 and N2) and 2020 (S3 and N3 ; Figure 5.1 a). Each monitoring station was equipped with five Meter GS3 volumetric water content probes (Meter-Group, 2023) at 0.2 m, 0.4 m, 0.6 m, 1.0 m and 1.5 m below the surface (Figure 5.1 b). Measurements recorded at N3 station (the highest station) from June 2021 to 2023 were used in this study. The probes measured daily VWC by emitting an electromagnetic field to measure the dielectric permittivity contrast between water (apparent dielectric permittivity $\epsilon_a = 80$, air $\epsilon_a = 1$ and soil $\epsilon_a = 3$ to 5 ; (Meter-Group, 2023; Tarantino et al., 2008)). The VWC measured was very low during periods of frost, as permittivity approaches that of soil when water is frozen ($\epsilon_a = 3.2$; (Dirksen & Dasberg, 1993; Watanabe & Wake, 2009)) and increased rapidly during the spring thaw. Meter ZL-6 data loggers recorded hourly VWC but were removed for the winter and reinstalled each spring. A weather station is present on the Éléonore site since 2019 and measures daily weather data, such as precipitations, average temperatures, average relative humidity and wind speed.

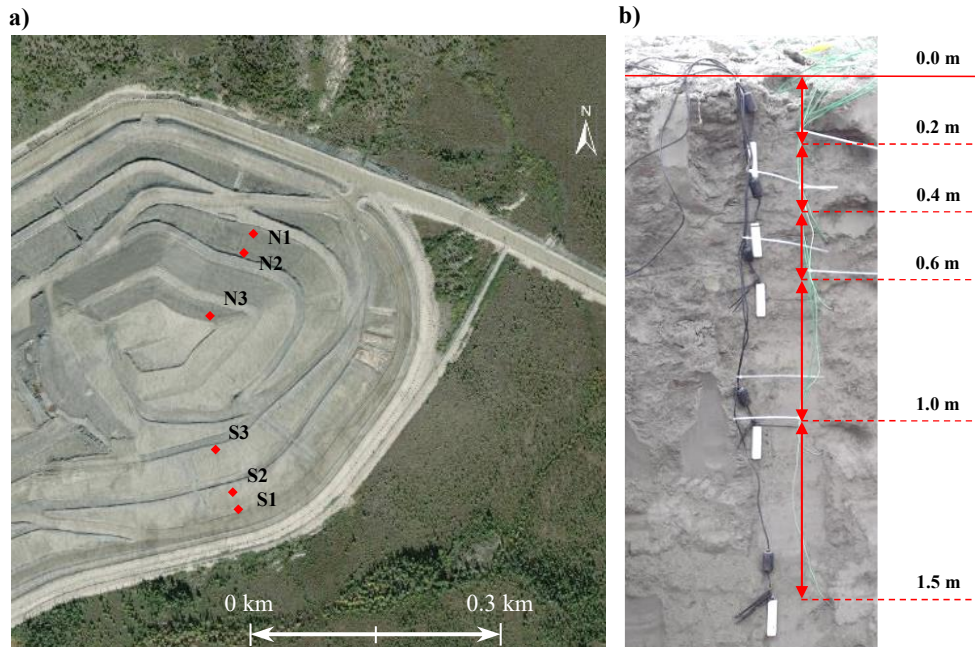


Figure 5.1 Location of monitoring stations (a) and Meter GS3 volumetric water content probes (b) inside the tailings stockpile, measuring volumetric water content

5.2.4 Numerical simulations

Numerical simulations using SEEP/W and CTRAN/W from GeoStudio software (GeoStudio, 2021) modeled water flow and oxygen diffusion at the top of a filtered tailings stockpile under varying deposition parameters and climates. SEEP/W simulated water movement through porous materials, factoring in climate interactions, while CTRAN/W modeled the transport of dissolved constituents and gases.

The filtered tailings stockpile was simulated as one-dimensional model (slope effects were neglected). The final height of the domain was 17 m and was discretized in elements of 0.1 m height. The first five meters of tailings were simulated under steady-state conditions to consider tailings already deposited in the tailings stockpile. The next twelve meters were simulated under transient conditions to simulate one year deposition at the Éléonore site. A 14-day deposition cycle was chosen to simulate the 1D deposition of 50 cm layers, with the cycle adapted to the layer thickness to realistically reflect field deposition processes (Figure 5.2). Each layer was deposited with a degree of saturation of 70%, i.e., $w = 18.5\%$.

A constant water pressure of -5 m was introduced at the base of the model to limit the effect of capillary water transfer. This assumption was deemed acceptable, since the water table on site is located at a greater depth (37 m below the surface). Weather data between 2019 and 2023 were introduced at the top boundary, based on measurements obtained at the weather station in-situ. Solar radiation and actual evaporation at the surface of the tailings were calculated by integrating steam fluxes into the modified Penman equation (GeoStudio, 2021; Wilson et al., 1997). The tailings albedo was set at 0.1.

Finally, oxygen fluxes were simulated by setting the atmospheric oxygen concentration at the top at 280 g/m^3 and by using the diffusion coefficients in the gas and water phases (D_a^* and D_w^*), defined as a function of air and water contents (θ_a and θ_w ; Aachib et al. (2004)). The apparent reaction rate coefficient K_r^* was also defined as a function of the degree of saturation and based on the mineral oxidation reaction rate constant (K_r). Eleonore tailings are desulfurized to 0.12%S, but for the purpose of this study, the oxidation reaction rate constant was set at $K_r = 1000 \text{ yr}^{-1}$ and tailings were considered to generate AMD. Typical values for mine tailings ranged from 125 yr^{-1} for $\%w_{\text{pyrite}} = 2.5\%$, (Mbonimpa et al., 2003) to 1200 yr^{-1} for $\%w_{\text{pyrite}} = 18\%$ (using Collin (1987) model; Chevalier et Pabst (2023)).

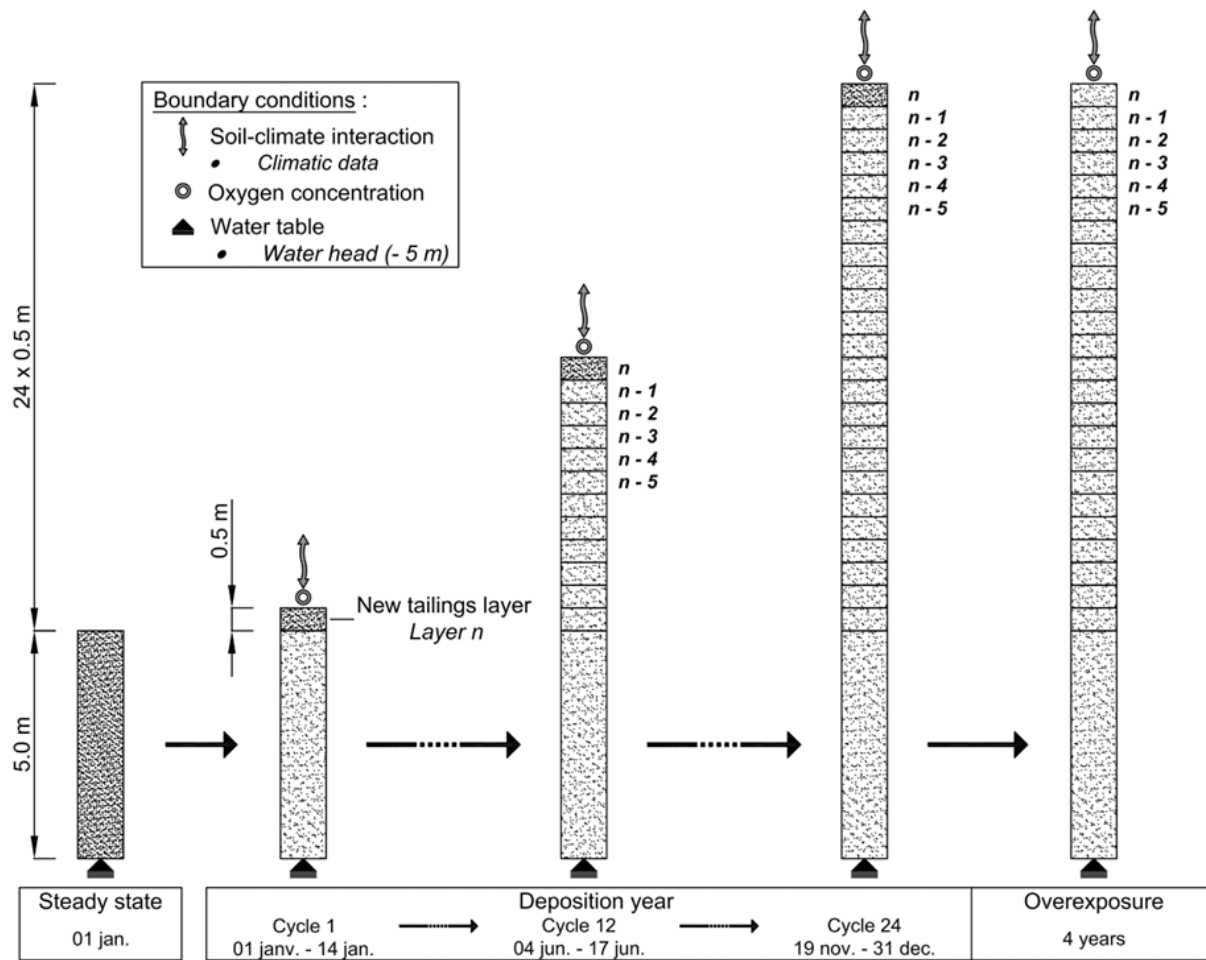


Figure 5.2 Numerical model diagram in SEEP/W. Model starts in steady state for the 5m base tailings. Then, under transient conditions, deposition of the tailings layers occurs with 14-day cycles. At the end of deposition, the tailings are subjected to overexposure.

The code's initial (default) convergence criteria were maintained, with a maximum of 500 iterations and a maximum pressure load difference of 0.005 m for the hydraulic analysis, and a maximum of 50 iterations for a maximum gas concentration difference of 10 g/m³ for the gas analysis.

5.2.5 Calibration of numerical simulations

The model was calibrated to reproduce the VWC measured in 2021 and 2022 by the probes (converted into degree of saturation in Figure 5.3). Validation of the model was done using 2023 data. Calibration was performed by adjusting fitting parameters of the closed form van Genuchten

(1980) equation (i.e., α_{vg} , n_{vg} , m_{vg}) to estimate water retention curves (WRC). Since the WRC was influenced by porosity, calibrations were conducted using three porosity values: 0.38, 0.42 (baseline), and 0.45, which were based on in-situ measurements.

Visual comparison was used as a preliminary determination of calibration quality, with particular emphasis on VWC variations excluding periods of frost, with temperatures above 0°C for at least one week at the depth of the probe. The calibrated air entry values (AEV) were compared with those obtained at the laboratory. Then, the mean absolute errors (MAE) were calculated to quantify the average error amplitude (absolute differences) between measured and simulated VWC values. The daily simulated and measured VWC values were used to calculate the MAE for each probe. Results obtained reflect the MAE over the 3 years (2021 to 2023).

Numerical simulations began in January and the last layer was disposed of at the end of the year. The deposition year for the calibration was 2020 to reflect variations in VWC at the surface of the tailings stockpile between 2021 and 2023, when field measurements began and with no new tailings deposition. For the parametric analysis, the deposition year was 2019 and the overexposure refers to the following 4 years, i.e., January 1, 2020, to December 31, 2023 (Table 5.2).

Table 5.2 Summary of the different years used in numerical simulations

Year	2019	2020	2021	2022	2023
Weather station	X	X	X	X	X
VWC measurements in-situ	-	-	X	X	X
Calibration	-	X ¹	X ²	X ²	X ²
Parametric analysis	X ¹	X ³	X ³	X ³	X ³

¹: Deposition year

²: Overexposure (calibration based on in-situ VWC measurements)

³: Overexposure

5.2.6 Parametric analysis

A parametric analysis was performed to evaluate the effects of tailings stockpile deposition parameters such as porosity and layer thickness (i.e., deposition rate) and various climates on the degree of saturation and oxygen fluxes. A total of six extrapolations were performed and compared to the baseline model (calibration; Table 5.3).

Simulations of various layer thicknesses (i.e., 0.6 m and 0.3 m) were conducted while maintaining the same deposition rate (m per day) across the three scenarios. The number of layers was adjusted to ensure an equivalent total height of 12 m and deposition over the first year.

Weather data were selected on the basis of climate types (Köppen-Geiger climate classification ; (Beck et al., 2023)) and data availability between 2019 and 2023, as the baseline model. The baseline model was simulated using the Éléonore mine site climate (continental *Dfc*; latitude 52.7°). Continental climates (*D*) have four distinct seasons, with temperatures below -3°C in the coldest month and above 10°C in the hottest. These climates have no dry season (*f*), with hottest-month temperatures below 22°C and less than four months averaging 10°C (*c*). Two other contrasting climates were selected to explore variations in climatic conditions. A tropical rainforest climate (*Af*) was simulated, characterized by annual precipitation exceeding evaporation, monthly averages over 60 mm, and high mean temperatures (>18 °C). Cayenne, French Guiana (4.9°N), in south American, was chosen to represent this climate. A semi-arid dry climate (*BSk*) was simulated to introduce conditions opposite to the tropical climate, where annual evaporation exceeding precipitation, with a mean annual temperature below 18 °C, a prolonged dry period, and annual precipitation under 400 mm. Eureka, Nevada, USA (39.3°N), was selected to represent this climate. Data were obtained from the government websites of Canada (<https://changements-climatiques.canada.ca>), United States of America (<https://www.ncei.noaa.gov>) and France (<https://donneespubliques.meteofrance.fr>).

Temperate climates (*C*) are not presented in this study due to intermediate weather conditions between climates B and D, while polar climates (*E*) were not studied as their year-round permafrost inhibit water flow and AMD generation.

Table 5.3 Description of simulations performed with parameter variations

Simulation	Porosity (-)	Layer thickness (m)	Number of layers (-)	Deposition rate (days)	Climate (-)
Baseline	0.42	0.50	24	14	<i>Dfc</i>
P0.38	0.38	0.50	24	14	<i>Dfc</i>
P0.45	0.45	0.50	24	14	<i>Dfc</i>
T0.3	0.42	0.30	40	9	<i>Dfc</i>
T0.6	0.42	0.60	20	17	<i>Dfc</i>
CA	0.42	0.50	24	14	<i>Af</i>
CB	0.42	0.50	24	14	<i>BSk</i>

Af: Tropical rainforest climate

BSk: Dry and cold semi-arid steppe climate

Dfc: Subarctic climate with no dry season

5.3 Results

5.3.1 Calibrations

The calibrated water retention curves of the tailings were similar to the ones obtained at the laboratory. The calibrated AEV, for $n = 0.42$ and 0.45 , were approximately 22 kPa and in the same order of magnitude as the laboratory values of 21 kPa and 19 kPa. The biggest difference observed was for the lowest porosity ($n = 0.38$) with a calibrated AEV of 40 kPa, whereas the laboratory value was around 30 kPa.

Mean absolute errors over time were calculated for each porosity and for each depth (Table 5.4). For the baseline model, the results showed that the three surface probes have a higher mean absolute errors than the two deeper probes. For example, the value was between $\pm 5.7\%$ and $\pm 6.8\%$ between 0.2 m and 0.6 m, whereas it was less than $\pm 4\%$ at 1.0 m and 1.5 m. This was due to the greater influence of climatic conditions at the surface, particularly at the end of thaw periods, which led to the highest disparities between measured and simulated values (outliers).

Table 5.4 Mean absolute errors of the calibrations, converted into degrees of saturation for each probe

Porosity (-)	0.38	0.42 (baseline)	0.45
Probe 0.2 m	±7.2 %	±6.8 %	±6.4 %
Probe 0.4 m	±5.6 %	±4.9 %	±4.5 %
Probe 0.6 m	±6.7 %	±5.7 %	±5.2 %
Probe 1.0 m	±4.0 %	±3.6 %	±3.4 %
Probe 1.5 m	±3.2 %	±3.3 %	±3.3 %

Calibrated simulations accurately reflected the degree of saturations variations over time for porosity $n = 0.42$ (Figure 5.3). At the surface, the simulated saturation varied between 39% and 82% (Figure 5.3 a), compared to 50% to 60% at 1.5m depth (Figure 5.3 c).

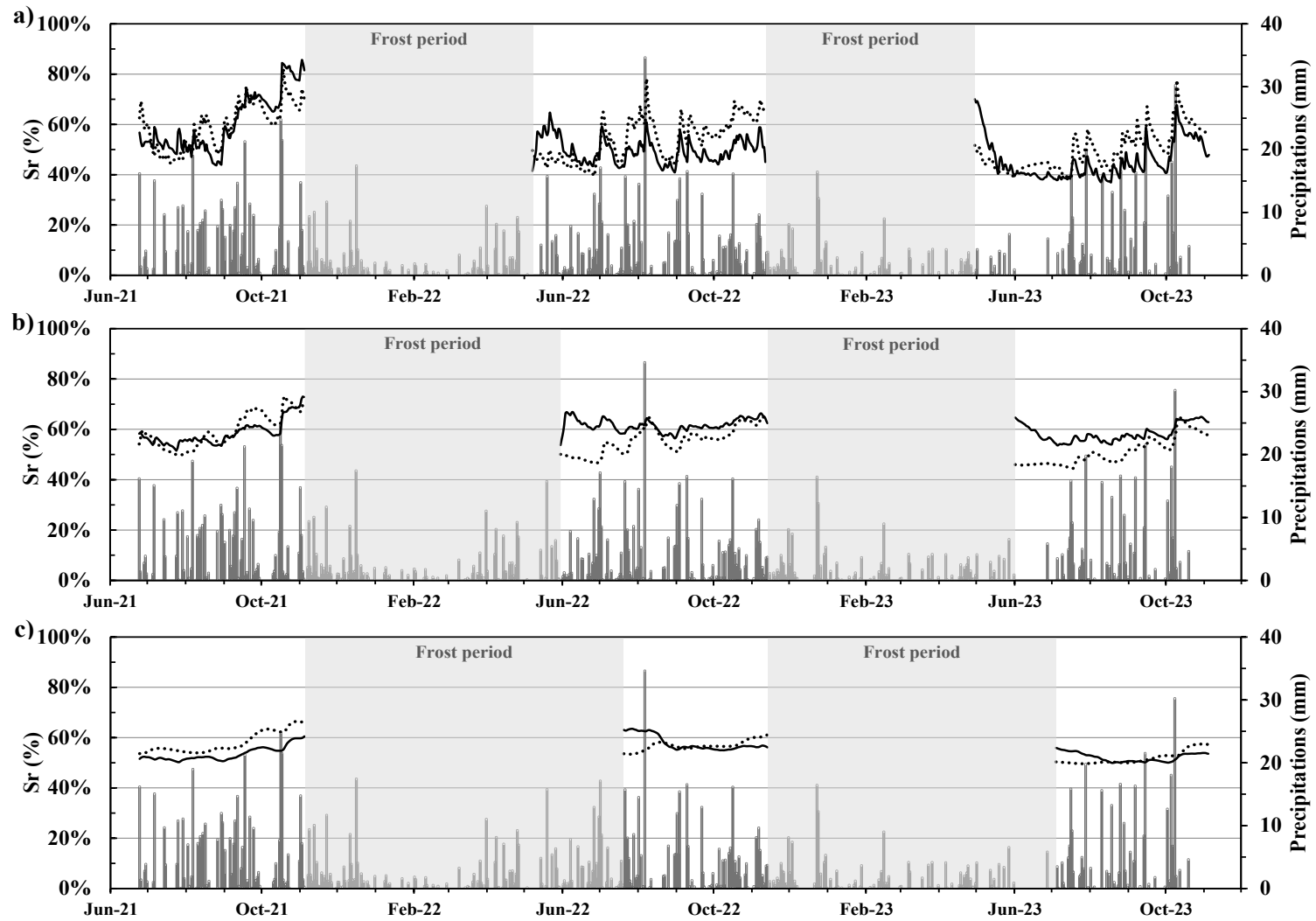


Figure 5.3 Measured (N3 station; solid lines) and simulated (dotted lines) degree of saturation for a porosity of 0.42 (baseline model) compared to precipitation (grey bars) for probes at (a) 0.2 m depth, (b) 0.6 m depth, (c) 1.5 m depth. Results for probes at 0.4 and 1.0 m depth are not shown here.

5.3.2 Effect of design parameters

A degree of saturation greater than 90% and/or a maximum oxygen flux of $0.14 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ at the surface of the tailings layers (corresponding to an annual oxygen flux of $50 \text{ g.m}^{-2}.\text{yr}^{-1}$) were the criteria used to assess the oxidation potential of the exposed filtered tailings stockpile. Variations in degree of saturation were shown considering the 5 years of simulations (including deposition year). Results of the degree of saturation variations for each deposited layer are presented in the form of box plots. All the box plots are combined into a single graph. The values represent variations in the degree of saturation of the surface layer, with a rectangle indicating the first quartile (left), the median and the third quartile (right). The rectangles are extended by lines to represent the minimum and maximum values, while extreme values are shown as dots, primarily indicating the degree of saturation values reached during the deposition year. The oxygen flux criterion of $50 \text{ g.m}^{-2}.\text{yr}^{-1}$ was expressed in days to align with the critical time unit (days). Additionally, the possibility of tailings' oxidation during overexposure was expressed as active oxidation depth, referring to the tailings thickness with oxygen flux higher than the threshold.

5.3.3 Baseline model

The beginning of deposition in January was affected by the frost period, which limited variations in the degree of saturation (Figure 5.4 b). For example, the degrees of saturation were simulated at $62\% \pm 4\%$, from the base of the stack up to the 7th layer, deposited at the beginning of April. However, the variations in the following layers increased to $62\% \pm 7\%$ in the 8th layer, with the onset of positive temperatures. The extreme values outside the box plots at the middle height of the tailings stack reflect the 14-day exposure of the surface layers during spring and the beginning of summer (Figure 5.4 b). Evaporation had a greater influence between the 8th and the 14th layer, in particular for the 13th layer deposited in June, with a minimum degree of saturation value of 27%. However, higher rainfall in July and August ($98 \pm 1 \text{ mm}$) compared to June (46 mm) limited the desaturation to 50% of the layers between the 15th and the 18th layer.

The tailings' overexposure induced greater amplitudes of variation of the degree of saturation for surface layers. For example, the minimum and maximum values were 28% and 80% for the 24th layer (the last one), and 40% and 75% for the 23rd layer. Additionally, the four years of overexposure had no influence three meters below the surface (i.e., below layer 17), with less than

20% of variation in the degree of saturation over time. The minimum and maximum values of the deeper layers being reached during deposition before the layer was covered by another. Finally, the threshold of 90% was never reached at any depth.

Variations in oxygen fluxes observed at the surface of the layers over the deposition year correlated with variations in the degree of saturation observed in the layers after deposition, which were induced by the weather. Layers were subjected to an average flux of $12.8 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ when exposed to the atmosphere (layer n). Once covered by a subsequent layer, the oxygen flux reaching the layers at depth was reduced (Table 5.5).

Results showed that oxygen fluxes became nil for 1.0 m to 2.0 m of tailings added (2 to 4 layers) as a function of the season of the deposition. For example, the simulated oxygen flux at the surface of the 13th layer was $19.70 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ at deposition (layer n) and fluxes decreased to $4.79 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ (n - 1), $0.59 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ (n - 2), then to $0.07 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, below the threshold, when covered by 2 layers (i.e., 14th and 15th ; n - 3) and became 0 after the 5th layer was deposited (n - 5 ; final layer). All layers showed an oxygen flux above the threshold for 28 to 56 days during the deposition year, indicating a risk of AMD generation depending on the critical time to initiate AMD (Chevalier & Pabst, 2023).

Table 5.5 Daily simulated oxygen flux ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) at the surface of each deposited layer as a function of the number of additional layers. Results are shown related to the deposition cycle of 14 days. Fluxes exceeding the threshold of $0.14 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ are shaded.

Layer	1	3	4	5	12	13	17	18	19	20	21	22	23	24
n	15.29	13.17	12.84	12.65	14.15	19.70	11.15	8.35	8.81	6.62	10.89	8.16	10.62	11.39
n - 1	3.74	3.21	3.11	3.11	4.53	4.79	1.67	1.70	0.94	2.11	1.46	2.13	2.48	
n - 2	0.78	0.67	0.66	0.64	1.20	0.59	0.28	0.11	0.32	0.22	0.34	0.44		
n - 3	0.16	0.14	0.13	0.17	0.14	0.07	0.01	0.04	0.03	0.05	0.07			
n - 4	0.03	0.03	0.04	0.04	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01				
n - 5	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00					

Finally, the active oxidation depth during the overexposure (4 years once the deposition is completed) was 2.15 m depth (Figure 5.5). For example, the daily average simulated oxygen flux was $0.19 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ at - 2 meters and increased up to the surface. This indicated a particular risk of

AMD generation as a function of the tailings' critical time for the first 2.15 m of the tailings stockpile without reclamation. Then, simulated oxygen fluxes were in average below the threshold between -5 to -2.5 meters and null beyond a depth of 5 meters. At these depths, if the critical time has not been reached, there is no risk of AMD generation by direct oxidation.

5.3.4 Effect of porosity

Variations of the degree of saturation as a function of the porosity were similar between the baseline model ($n = 0.42$; Figure 5.4 b) and the two other porosity values simulated $n = 0.45$ and $n = 0.38$ (Figure 5.4 a and c). The highest degree of saturation reached was 93% for $n = 0.38$ at the top of the tailings stockpile (Figure 5.4 c). Increasing the porosity (i.e., $n = 0.45$) resulted in a generally lower degree of saturation by approximately 10%, with an average from 60% at the base to 53% at 50 cm from the surface, compared from 72% to 61% for a porosity of 0.38 (Figure 5.4 d).

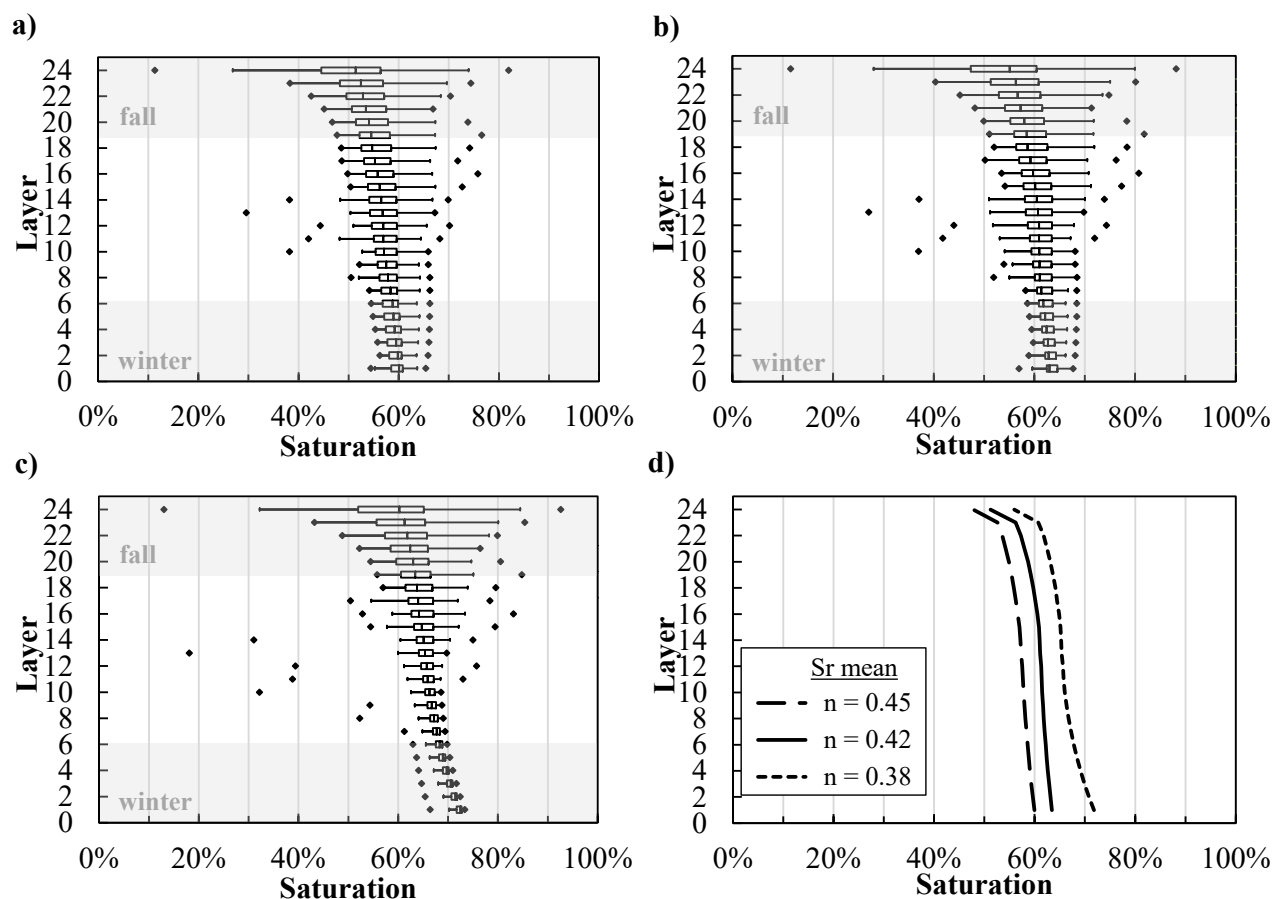


Figure 5.4 Numerical evaluation of degree of saturation variation as function of layer deposition. Tailings porosity is $n = 0.45$ (a), $n = 0.42$ (b) and $n = 0.38$ (c). The average degree of saturation

increases as porosity decreases (d). Results are shown on the surface of each deposited layer (0.50 m thick).

When the layers were exposed at the surface (layer n), an increase in porosity of 0.03 increased oxygen fluxes by $3.4 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ in average, while a reduction of 0.04 in porosity reduced oxygen fluxes by $2.2 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ in average (up to $6.6 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ for the first layer deposited). When the tailings were covered by a new tailings layer ($n - 1$), oxygen fluxes decreased and were in average $1.3 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ higher for $n = 0.45$ and $0.7 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ lower for $n = 0.38$, compared to the baseline model. During layer deposition, a tailings thickness between 1.0 and 2.0 m was required to reach $0.14 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ for $n = 0.38$ (i.e., 2 to 4 layers; similar to the baseline porosity) and at least 1.5 m for $n = 0.45$ (i.e., 3 to 4 layers). Results were consistent with the oxygen fluxes simulated during the overexposure (Figure 5.5). The daily oxygen flux threshold was reached at a depth of around 1.80 m for $n = 0.38$, while the active oxidation depth was around 2.45 m for $n = 0.45$. The results indicated a risk of AMD generation deeper down for less compacted layers, in this case up more than one tailings layer (around 65 cm), for the simulated porosity.

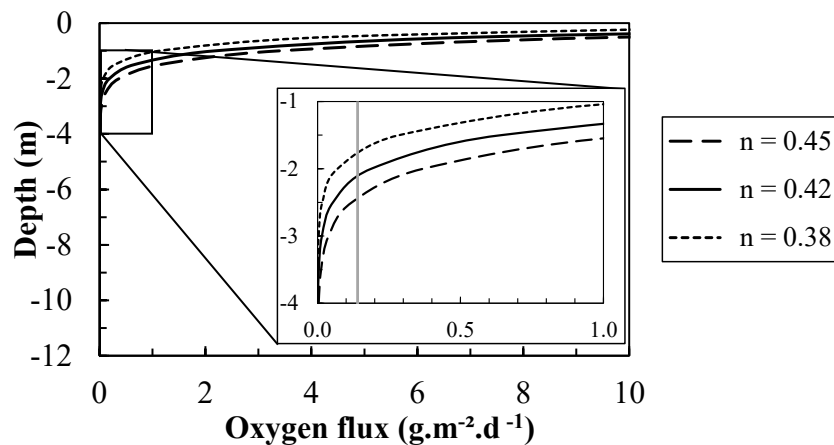


Figure 5.5 Numerical evaluation of oxygen flux variation as function of tailings during the overexposure. Oxygen fluxes are compared with the threshold of $0.14 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ (grey line)

5.3.5 Thickness

To maintain the same deposition period for all thicknesses, the 0.6 m layers were exposed to the atmosphere for almost twice as long (17 days) as the 0.3 m layers (9 days), implying a similar water balance for one 0.6 m layer as for two 0.3 m layers. However, during the deposition year, two 0.3 m layers deposited consecutively were not subjected to the same weather conditions. For

example, the minimum degree of saturation in the 18th 0.3 m layer was 34%, while that of the next layer was 52% (Figure 5.6 a). These two layers were deposited at the same time as the 10th 0.6 m layer, which had a minimum degree of saturation of 43%, i.e. the average of the two 0.3 m layers (Figure 5.6 b).

The overall variation during overexposure in the degree of saturation with time was not influenced by layer thicknesses. The average degree of saturation with depth was equal for all three thicknesses simulated. For example, the average degree of saturation for layers 18 and 19 was 59% and 60% respectively (Figure 5.6 a), and 60% for layer 10 (Figure 5.6 b).

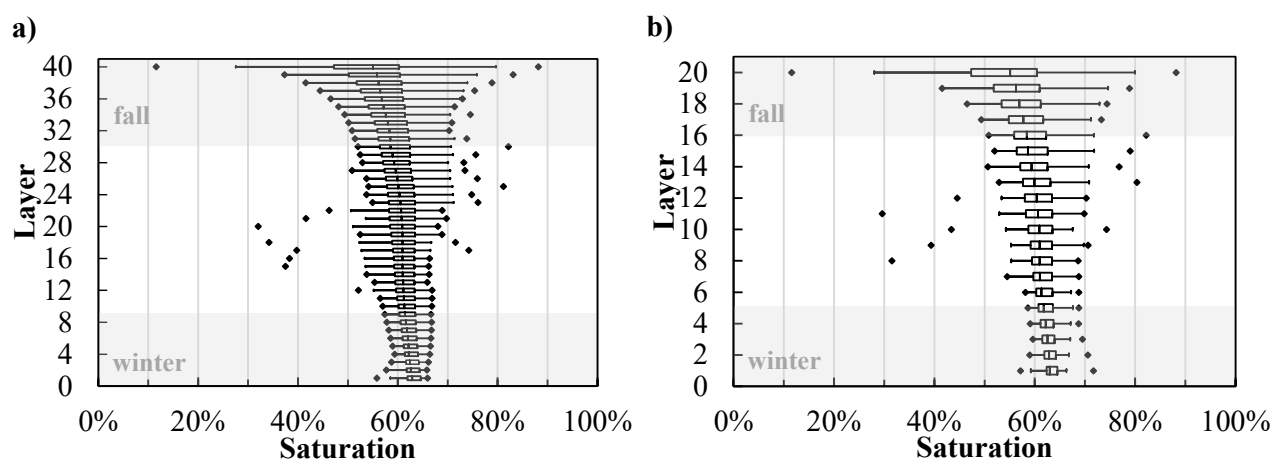


Figure 5.6 Numerical evaluation of degree of saturation variation as function of layer thickness 0.6 m (a), 0.3 m (b)

The average oxygen fluxes evaluated at the surface of each layer (layer n) were similar for both thickness with $13.4 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ for 0.3 m layers and $12.8 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ for 0.6 m layers. However, with the addition of a layer, the average oxygen fluxes reaching the previously deposited layer (layer $n - 1$) were on average $4 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ higher for the 0.3 m layers ($6.2 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ vs $2.2 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ for 0.6 m). Then, when a second layer of 0.3 m was added ($n-2$), the average flux was reduced to $2.5 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, which was similar in the case of a single 0.6 m thick layer. Therefore, a more regular deposition of thinner layers will reduce the oxygen flux more progressively for a subjacent layer but the oxygen fluxes will be similar for the same tailings thickness (e.g., layer n below two 0.3 m layers after 18 days or below one 0.6 m layer after 17 days). Finally, the additional tailings thickness required to fall below the threshold flux was between 1.2 m and 2.1 m for 0.3 m layers

and between 1.2 and 1.8 m for 0.6 m layers. The results indicated similar risks of oxidation with regard to tailings thicknesses.

Once deposition was complete, active oxidation depth was around 2.15 m below the surface, independently of the layer thicknesses simulated during deposition (Figure 5.7). The layer thickness, considering an equivalent deposition rate (m.day^{-1}), had no significant influence on oxygen fluxes and on the onset of the critical time for exposed tailings.

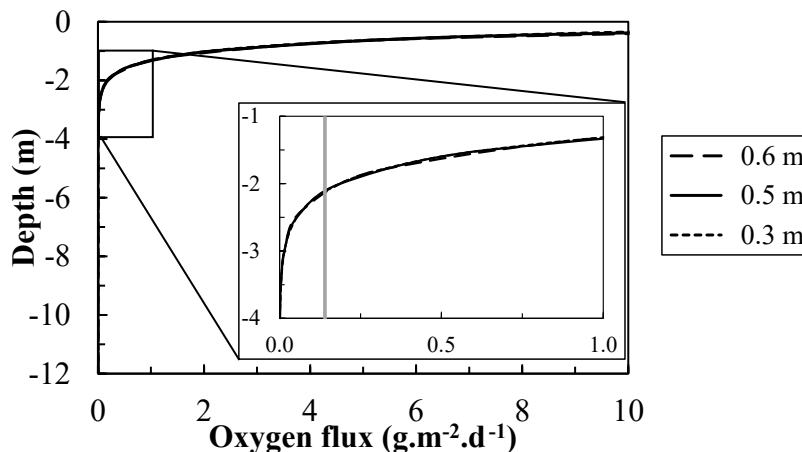


Figure 5.7 Numerical evaluation of oxygen flux variation as function of layer thicknesses during the over exposure. Oxygen fluxes are compared with the threshold of $0.14 \text{ g.m}^{-2}\text{.d}^{-1}$ (grey line). Curves are overlaid.

5.3.6 Climate influence

5.3.6.1 Tropical rainforest climate (Af)

The heavy rainfall maintained a higher degree of saturation and more pronounced variations over the entire deposition height than in the baseline model (Figure 5.8 a). The lower extreme values of the first nine layers were below the first quartile of the box plots, while the values were equal for the following eight layers (between layer 10 and 14), due to more abundant precipitation during deposition. The amplitude of variation of the degree of saturation was between 24% and 100%, at the surface, then decreased with depth. The results showed that 25% of simulated degree of saturation values (third quartile) were above the 90% threshold for the whole tailings stack while the median value remained at approximately 85% of saturation.

High degrees of saturation values exposed surface tailings layers (layer n) to lower oxygen fluxes than those simulated in the baseline model, with a minimum value of $0.57 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. However, periods of reduced precipitation resulted in increased fluxes, with a maximum value of $41.01 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. The average flux for layer n was higher at $15.41 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ than in the baseline model. The addition of 0.5 m to 3.0 m (i.e., 1 to 6 layers) of tailings was required to fall below the oxygen flux threshold value. During overexposure, oxygen flux was above the threshold value 1.25 m below the surface (Figure 5.9), i.e. 90 cm shallower than the baseline model (2.15 m; *Dfc* climate). These results indicated that the humid climate favored the reduction of oxygen fluxes due to saturation conditions for exposed filtered tailings stockpiles, particularly during overexposure or in humid periods during deposition.

5.3.6.2 Semi-arid climate (*BSk*)

The degree of saturation of the tailings stockpile exposed to the Eureka climate was lower than that of the baseline model (Figure 5.8 b). The trend was towards a decrease as deposition progressed, with the highest third quartile at 55% for the first layer deposited and the lowest at 13% of degree of saturation for the last layer (i.e., at the top). Furthermore, the residual water content of the tailings ($\theta_r = 0.04$; $S_r = 11.5\%$) was reached as early as the 9th layer and for most of the following layers. The lack of precipitation induced very low variations in the degree of saturation for the last layer deposited (the 24th), which had a median value of $S_r = 11.5\%$ (θ_r) and a maximum value around $S_r = 15\%$ during the overexposure.

Low degree of saturation values induced higher oxygen flux reaching the tailings. During deposition, the exposed layers (layer n) received an average flux of $31.20 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. The minimal value was $14.33 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, which is similar to the average of the baseline model. At least 2.0 m and up to 3.5 m were required to reduce oxygen flux sufficiently below the threshold value (i.e., 4 to 7 layers). During overexposure, oxygen flux was above the threshold value 3.85 m below the surface (Figure 5.9), i.e. 1.55 m deeper than the baseline model (2.15 m ; *Dfc* climate). These results indicate higher risks for tailings oxidation for filtered tailings stockpiles exposed to semi-arid climate, due to low saturation conditions.

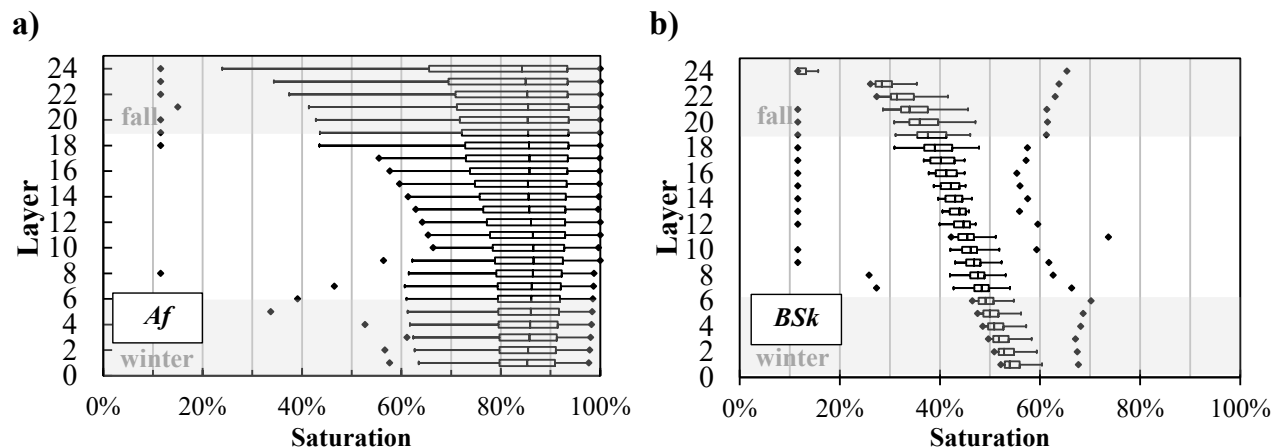


Figure 5.8 Numerical evaluation of degree of saturation variation as function of *Af* (a) and *BSk* (b) climates

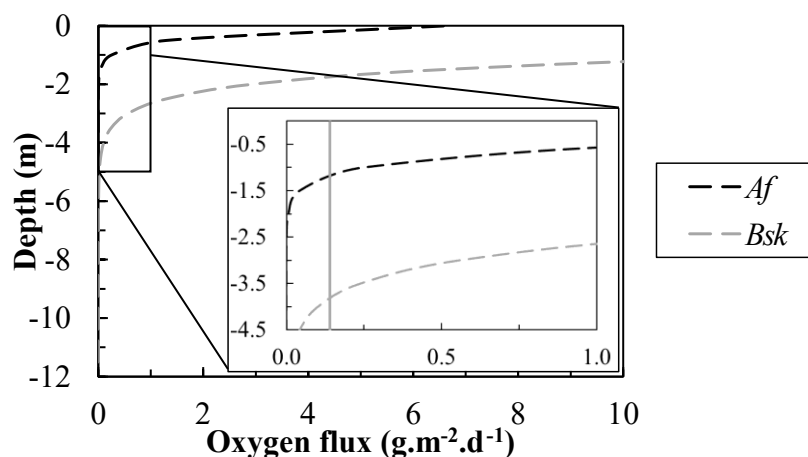


Figure 5.9 Numerical evaluation of oxygen flux variation as function of climate during the over exposure. Oxygen fluxes are compared with the threshold of $0.14 \text{ g.m}^{-2}\text{.d}^{-1}$ (grey vertical line)

5.4 Discussion

Numerical simulations showed that a degree of saturation of 90% was rarely reached, even in climate where precipitation exceeds evaporation (*Af* climate). Consequently, delaying the onset of the critical time based on the degree of saturation was not viable. However, the results indicated that even a degree of saturation below 90% reduced the oxygen flux reaching the tailings deeper down. The porosity and climate had an influence on the oxygen fluxes reaching the surface of tailings layers during tailings deposition and overexposure (Table 5.6). This is explained by the increase in the degree of saturation with depth, particularly in more humid climates, which limits

gaseous oxygen diffusion, and by the reduction in porosity, which further restricts the void space available for gas transport.

Table 5.6 Main results obtained from the numerical simulations

Model	Average flux for surface layer (g.m ⁻² .d ⁻¹)	Thickness (m) ¹	Number of layer ¹ (-)	Active oxidation depth (m) ²
During deposition			Overexposure	
Baseline	12.8	1.0 – 2.0	2 - 4	2.15
P0.38	10.6	1.0 – 2.0	2 - 4	1.8
P0.45	16.2	1.5 - 2.0	3 - 4	2.45
T0.3	13.4	1.2 - 2.1	3 - 7	2.15
T0.6	12.5	1.2 - 1.8	2 - 3	2.15
CA	15.3	0.5 - 3.0	1 - 6	1.25
CB	31.2	2.0 - 3.5	4 - 7	3.85

¹: Required to reduce oxygen flux below the threshold

²: Depth with oxygen flux above threshold value

The results showed that the main climate group (A to E) and annual precipitation pattern had the greatest influence on oxygen fluxes. For example, a dry climate (*Bsk*) restricted the water supply, resulting in the desaturation of layers to their minimal water content and the highest oxygen fluxes (31.2 g.m⁻².d⁻¹) for the surface layer during the deposition. In comparison, the average oxygen flux was 12.8 g.m⁻².d⁻¹ for the baseline model (humid climate ; *Dfc*). Dry periods also influence the active oxidation depth. For example, up to 3.5 m of material thickness was required *Bsk* climate during deposition. As well, the lack of available liquid water could limit the generation of AMD in dry climates, since the oxygen fluxes decrease below a water content by weight of 10% (Surrette, 2024). Finally, continuous precipitation throughout the year, as observed in the *Dfc* climate, further reduced oxygen fluxes, with an active oxidation depth of 2.0 m.

Tailings layers subject to insufficient precipitation will develop a very dry zone at the top, impeding capillary rise (Oldecop & Rodari, 2021). The matrix suctions will remain higher than the water entry value, limiting water penetration (Amoah et al., 2018). In the first numerical simulations with *Bsk* climate (not shown here), a capillary barrier effect was created if the minimum water content was reached in a deposited layer, preventing the drainage from the newly deposited. However, even

minor rainfall events infiltrated in a 1-metre column of tailings exposed to a desert climate (BWk; (Oldecop et al., 2017)). A minimum pore water pressure at the upper boundary condition was then set at $-1\,000$ kPa to avoid the creation of a capillary barrier effect at the interface of the tailing layers. A sensitivity analysis showed that this limit had no influence on the simulation for other climates. Further studies are needed to evaluate the possibility of the creation of a capillary barrier effect between each layer, which can limit water penetration at depth by redirecting flow to collection ditches, and thus reduce contamination risks. The analyses of runoff and slopes are also recommended, since filtered tailings properties, such as hydraulic conductivity, may limit water infiltration (Lupo & Hall, 2010).

Periods with below-freezing temperatures diminish the presence of liquid water, thereby reducing sulfide oxidation (Plante et al., 2021). The reactivity of the mineral to oxygen (K_r) does not account for the presence of water in the sulfide oxidation reaction that generates AMD. As a result, although fluxes have been observed during periods of frost, AMD generation is significantly slowed down until the return of positive temperature periods (Coulombe, 2012; Elberling, 2005). Frost periods would thus reduce the risk of AMD generation in reactive filtered tailings, at least temporarily, and halt the critical time of tailings until thawing.

The simulations present hypotheses and simplifications, such as the 1D model with homogeneous tailings. An exposed tailings stockpile will present vertical and horizontal heterogeneity induced by multiple operational factors (Oldecop & Rodari, 2021), which will influence the movement of water and gas through unsaturated porous materials (Aghazamani et al., 2024; Cai et al., 2014; Gallipoli et al., 2003). The thickness of the layers must be adjusted to optimize compaction work, as thick layers often complicate the achievement of a uniform density. Simulations were conducted with a unique tailings oxidation reaction rate constant, but variability in tailings reactivity with oxygen (Chopard et al., 2015) may induce higher or lower active oxidation depth. Additional data (i.e., field, 2D and 3D simulations) are needed to assess the impact of heterogeneity, runoff and the slopes.

Finally, the end of the deposition process implies that the last deposited layers can no longer be protected from oxidation by the addition of new tailings. The final layer and slopes will be exposed to the maximum oxygen flux. Planning for timely reclamation is therefore necessary to limit tailings oxidation in the tailings stockpile.

5.5 Conclusion

Results presented showed that climate and design parameters could help limit oxygen fluxes reaching filtered tailings and thereby reducing the risks of AMD generation of exposed reactive filtered tailings stockpiles.

- The 90% degree of saturation threshold was not maintained over time during deposition (i.e., in layers exposed to oxygen fluxes exceeding the threshold within the active oxidation depth), irrespective of deposition parameters or climate exposure. Therefore, delaying the critical time by achieving a degree of saturation higher than 90% cannot be guaranteed.
- All layers exposed at the surface of the tailings stockpile were exposed to a flux above the threshold of $0.14 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, regardless of deposition parameters or climate exposure. However, covering a layer with subsequent layers of thickness between 0.5 and 3.5 m enabled a reduction in oxygen flux below the threshold, during the deposition. The active oxidation depth during the overexposure of tailings, i.e. no reclamation of the tailings stockpile at the end of the deposition, was between 1.25 m and 3.85 m.
- Climatic conditions had the greatest influence on oxygen fluxes. Exposure to dry periods, i.e., when evaporation exceeds precipitation throughout the year (type *B* climate) favored the maintenance of a low degree of saturation, high oxygen fluxes and deeper active oxidation thickness than in regions with frequent precipitation.
- Porosity was also a parameter influencing degree of saturation and oxygen fluxes, especially during tailings overexposure, where lower porosity reduced active oxidation depth by 65 cm compared to higher porosity. Compaction of tailings layers plays a key role in reducing oxygen fluxes within tailings stockpiles.
- The thickness of the deposited layers had no major influence on oxygen fluxes during tailings overexposure, but fluxes decreased further as the thickness of the deposited layers increased. However, the thickness of the layers must be adjusted to optimize compaction work, aligning with the material properties defined by the Proctor curve.

Funding

This work was supported by the FRQNT (Fonds de Recherche du Québec - Nature et Technologies) under Grant 2020-MN-282817. The authors would like to acknowledge the collaboration of Dhillmar Ltd mine Éléonore and the industrial partners of the Research Institute on Mines and the Environment (<http://rime.ca/>).

Disclosure statement

The authors report there are no competing interests to declare.

Data availability

All data relevant to this study are included herein. Additional data can be provided by the authors if desired.

ORCID

Isabelle Demers : ORCID 0000-0003-1406-0840

CHAPITRE 6 ARTICLE 3 : EXPOSURE TIME RISK ASSESSMENT FOR FILTERED TAILINGS FACILITIES GENERATING ACID MINE DRAINAGE

Chevalier Corentin^{1,2,i}, Morales Varela Nelson^{1,2}, Demers Isabelle³

¹Department of Civil, Geological, and Mining Engineering – Polytechnique Montréal, 2500, chemin de Polytechnique, Montréal, H3T 1J4, Montréal, Québec, Canada

²Research Institute of Mines and Environment (RIME) UQAT-Polytechnique, Canada

³Research Institute of Mines and Environment (RIME), Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445 boul. de l'Université, J9X 5E4, Rouyn-Noranda, Québec, Canada

Article soumis au journal « Cleaner Waste Systems », le 14 juillet 2025ⁱⁱ.

Abstract

Tailings filtration reduces the geotechnical risks of tailings storage facilities by minimizing water management requirements compared to conventional tailings stored as slurry. However, prolonged exposure of sulfide tailings to the atmosphere may increase geochemical risks by generating acid mine drainage. This study identifies the main risks associated with prolonged exposure of acid generating filtered tailings through both qualitative and quantitative risk assessment. A workshop was conducted in collaboration with sector experts from two mining sites with filtered stockpiles. Results indicate that deposition may be delayed due to operational geotechnical constraints, and reclamation works were identified as the most critical stage regarding tailings exposure time. Additionally, a quantitative risk assessment was performed using site production data, material properties, and various deposition scenarios to estimate the time required for sufficient tailings coverage to reduce oxygen flux. Quantitative risk assessments can help determine the parameters most susceptible to prolonged exposure, enabling the optimization of stockpiles design to mitigate risks.

ⁱ Corresponding author: Corentin CHEVALIER

E-mail addresses: corentin.chevalier@polymtl.ca ; nelson.morales@polymtl.ca ; Isabelle.Demers@uqat.ca

ⁱⁱEn date du dépôt de la thèse, l'article est présenté tel que soumis au journal. La version finale peut différer en fonction des commentaires des réviseurs et de l'éditeur, jusqu'à la publication de l'article. Voir section 7.4.3.

Key words: Filtered tailings, Acid Mine Drainage, Critical Time, Risk assessment, Tailings deposition.

6.1 Introduction

Approximately 5 to 8 billion tonnes of mine tailings are produced yearly (Qaidi et al., 2022), which have no immediate economic interest for the industry (Matinde et al., 2018). These tailings are usually placed in surface tailings storage facilities (TSF) and containment structures must maintain their physical integrity over a very long time (Chambers & Higman, 2011). Tailings contain a high proportion of fine particles, which increase risks associated with long term storage (Bowker & Chambers, 2015; Price, 2009). Two hundred fifty-seven TSF dam failures have been recorded since 1915, and almost 50% (115 million m³) of the released volumes were recorded after 2000 (Piciullo et al., 2022). The fluid state facilitates the downstream spread of solids and liquids into the environment (Roche et al., 2017; Wang et al., 2014).

Tailings filtration reduces water content and increases the solid mass fraction of tailings, helping manage geotechnical risks by minimizing water in the TSF (McPhail et al., 2019). The geotechnical properties of filtered tailings reduce the need for containment structures in stockpiles (Amoah et al., 2018; Li et al., 2016; Zhang et al., 2017). However, filtered tailings disposed of at a degree of saturation below 80% (Davies, 2011), favor the oxidation of sulfide minerals in the presence of water and oxygen (Lindsay et al., 2015), potentially increasing the geochemical risks of acid mine drainage (AMD; Simms (2017)). This oxidation process can generate acid (Blowes et al., 2014), which may be buffer by the presence and dissolution of neutralizing minerals, particularly carbonates (Dold, 2005; Jurjovec et al., 2004). Consequently, tailings can therefore remain exposed until a critical time, defined as the time when the pH of the porewater drops below 6 (Chevalier, Pabst, et al., Unpublished results; Sako & Pabst, 2023a, 2023b), also known as lag time (Sexsmith et al., 2015).

While geotechnical and hydrological behavior is being increasingly studied (Amoah et al., 2018; Oldecop et al., 2017; Rodari Gutierrez & Oldecop, 2021), geochemical behavior remains underexplored (Furnell et al., 2022). Ensuring geochemical stability requires site-specific design of filtered tailings stockpiles, informed by tailings properties, geochemical behavior, and management/deposition uncertainties, including geological variability, technical constraints

affecting operations and planning. These factors are crucial for on-site tailings management and AMD risk mitigation (Morales et al., 2019; Simms, 2021; Ulrich, 2019).

Risk management involves identifying, analyzing and assessing risks to guide decisions on whether to accept or control them. Since the early 1990s, geotechnical risks analysis has been widely applied to dams, initially focused on water-retaining structures for hydropower, irrigation and storage. Over time, its use has expanded to other domains such as avalanche prediction, railroad and mine slopes safety, soil investigations (Lacasse, 2016), TSF water management (East & Fernandez, 2020) and environmental pollution around mine sites (Liu et al., 2015; Song et al., 2023).

Understanding mine life cycle parameters is crucial for anticipating AMD risks in filtered tailings deposition. Determining tailing's critical time, combined with tailings thickness exposed to climate, helps identify desaturation and oxidation risk depth (Blight, 1997; Nelson et al., 2001). The active oxidation depth (also called active zone of oxidation ; Simms (2017)), where sulfide oxidation occurs, can be determined based on climatic conditions and deposition design. Preventing AMD generation at the source requires controlling oxygen transport towards reactive tailings (Bussière and Guittonny 2021).

This study presents a qualitative assessment and a quantitative risk assessment associated with the management of AMD-generating filtered tailings. The qualitative risk assessment was conducted in collaboration with sector experts from two mining sites with filtered stockpiles. Key points of a filtered tailings project were identified, and risks matrices were developed based on the experience of these two sites. Additionally, a quantitative risk assessment of the filtered tailings deposition was conducted using site production data, various material properties, and different scenarios, to estimate the time required to sufficiently cover the tailings layer.

6.2 Methodology

Risk assessment describes the nature, probability, and magnitude of risks while accounting for uncertainty (Yoe, 2019), and involves comparing risk levels to acceptable standards based on occurrence likelihood and consequences, such as fatalities (Lacasse, 2015). Assessing risks from natural or human activities requires understanding threat characteristics, frequency, exposure, vulnerability, and asset value (Lacasse, 2016).

6.2.1 Qualitative assessment

Qualitative risk assessment provides a non-numerical estimate and description of risk, based on the perceived severity and probability of its consequences. In this study, the analysis was conducted in a workshop format, bringing together experts with field experience in filtered stockpiles management. The consensus of several experts is essential for risk evaluation, helping to identify weak points in a complex system (Lacasse et al., 2019). The workshop focused on events that could result in prolonged tailings exposure, during deposition until the end of reclamation works, potentially leading to exceedance of critical time. The main topics discussed during the workshop are listed below:

- 1) Examination of the potential sources of AMD, the pathways and the receptors associated with contamination risks.
- 2) Evaluation of the applicability of the tailings' critical time in-situ and the mineralogical variability observed during production.
- 3) Identification of risks associated with tailings deposition, including operational constraints during the deposition (e.g., breakdowns, shutdowns, tailings consolidation time) and reclamation works. Risks were evaluated using a 5×5 qualitative color matrix to highlight the key challenges in managing filtered tailings (Figure 6.1), comparing event likelihood, ranging from “virtually impossible” to “virtually certain”, with overexposure consequences classified from “very low” to “very high”.

Probability	Virtually certain					
	Likely					
	As likely as not					
	Unlikely					
	Virtually impossible					
		Very low	Low	Medium	High	Very high
		Consequences				

Figure 6.1 Qualitative 5 x 5 risk matrix with category description

6.2.2 Quantitative assessment

A quantitative probabilistic analysis was conducted by using a 3D model designed to simulate filtered tailings deposition in layers, based on given deposition parameters (e.g., thickness, density). The 3D model captured the spatial distribution of tailings deposition by simulating variations in layer thickness across the surface area over time. The model simulated the deposition over one and a half years (i.e., 18 monthly tailings production values). The main objective was to evaluate the time required to cover a tailings layer with a minimum thickness (through deposition of subsequent layers) to reduce the oxygen flux. The quantitative assessment was conducted using a baseline deposition scenario, followed by a parametric analysis to evaluate the impact of these parameters on tailings exposure time.

Monthly tailings production (tonnes per month) from Éléonore mine was considered in the model, with deposition area (m^2) scaled to the average output. Baseline parameters included layer thickness and the rate (number of days between each cycle), required protective cover thickness to sufficiently reduce oxygen flux reaching previously deposited layers, tailings dry density (ρ_d), and the specific gravity (G_s), which together determined layer volume and deposition dynamics. Variations in these parameters allowed for an assessment of their influence on tailings exposure time. The operational fluctuations were modelled by assuming that the tonnage production was a random variable. For example, constant production covered the entire surface area (Figure 6.2 a), while variability led to deficits or excesses between each deposition cycle (Figure 6.2 b).

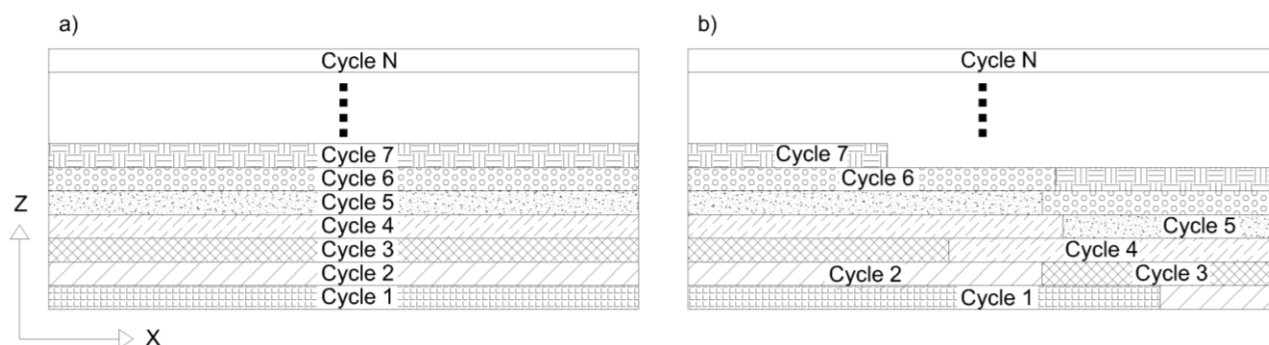


Figure 6.2 Cross-section of the 3D model with constant (a) and variable (b) tailings production as deposition progresses. Variability in tailings production results in a time lag in the deposition of tailings layers

The annual average exposure time for deposited layers was calculated from first-year deposition data. An iterative process determined that 30 simulation scenarios were needed to stabilize results. Exposure times were modeled using a Gamma distribution, which is suitable for modeling positive data while accounting for observed variability and potential data asymmetry, validated by Kolmogorov-Smirnov and Chi-square tests at a 1% significance level.

6.3 Qualitative assessment

Four individuals from two Québec mine sites attended the workshop, demonstrating strong operational knowledge and industry expertise. At Éléonore mine, participants had 20 and 7 years of experience, including 2 and 6 years on site. At LaRonde mine, participants had 6 years of on-site experience and 19 years in the industry, with 3 years on site.

- Éléonore mine site:

Éléonore mine is an underground gold mine operation, located in Eeyou Istchee / James Bay, Quebec, Canada. The mine is operating since 2014 and generates desulfurized filtered tailings, which are stored on a surface TSF, approximately 3 km from the concentrator and filtration processes. The average annual rate is approximately 5,000 tonnes per day. After concentration, the tailings pass through a thickener with the addition of flocculant and are then conveyed to filter presses, achieving 83% solids content. Tailings are transported continuously by trucks to the active deposition area and disposed of in layers of 0.50 m, using bulldozers and compactor. The stockpile is separated into different phases (1, 2, 3 and 4) and phase 1 was completed in 2019 and covered approximately 0,215 km². The stockpile is constructed in benches with a maximum height of 45 m (final slope 5H:1V) and a final footprint estimated around 0.8 km². Between 2015 and 2021, an average of 1.1 million tonnes of filtered tailings were deposited annually in the stockpile. Recently, the mine's lifespan has been extended, and a fifth phase has been added to the existing TSF. The stockpile water balance includes water in deposited tailings and precipitation. Runoff and exfiltration feed the collection pond, while 50–70% of input is lost to evaporation or retained in the stockpile. Pumping to the treatment plant is the only water discharge (Poirier et al., 2021).

- LaRonde mine site:

LaRonde is an underground polymetallic mine, located in Abitibi-Témiscamingue, Quebec, Canada. The mine has been operating since 1988 and tailings were deposited as slurry in two TSFs:

the main TSF and Extension A4 (began in 2010). These facilities reached their full storage capacity for slurry tailings in 2022. However, the adoption of filtered tailings enabled the creation of a filtered stockpile of 13 Mt capacity over the Extension A4 TSF. This decision was made to mitigate the geotechnical risks associated with slurry tailings management. The Extension A4 TSF covers approximately 0,68 km², and before filtered tailings deposition started, its maximum height was 22 m. A waste rock platform on the existing slurry TSF was necessary for the disposal of filtered tailings. Before the transition to filtration, the tailings deposition rate varied from 2 000 to 9 000 tonnes per day (in average 6 000 tonnes per day), depending on the operation of paste backfill plants. The targeted water content is 17.5%. The filtered tailings are first transported by a conveyor to a temporary stockpile on the Extension A4 TSF, before being moved by trucks for deposition and compaction generally achieved with 2 round trips by the compactor (average porosity, $n = 0.395$). The target dry density is 1 725 kg.m⁻³. In addition to the existing polishing ponds, a new water management infrastructure was required to complete the transition (Masengo et al., 2023).

6.3.1 General contamination risks

Identifying the risks associated related to AMD generation involves examining potential sources, contaminant transport modes and receiving environments (Table 6.1). The sources of contamination can vary from one site to another. In this study, water in contact with reactive tailings and/or tailings grains are considered as sources. For example, transporting tailings from the production site to the deposition area may lead to their dispersion beyond the park boundaries. At LaRonde, tailings are filtered within the tailings stockpile, and trucks cannot leave the stockpile except for major repairs and after a cleaning procedure. Only secondary equipment, such as pick-up trucks, may serve as a transport pathway for tailings. At the Éléonore site, trucks travel up to 3 km to reach the stockpile.

Table 6.1 Identification of source, pathway and receiving environment leading to potential AMD generation from filtered tailings operations.

Source	Transport pathway 1	Intermediate receiving environment	Transport pathway 2	Final receiving environment
Liquid: AMD leachate, water in contact with tailings				
Stockpile	Run-off	Pond	Pipeline	Water treatment plant ¹
Stockpile	Seepage	Pond	Pipeline	Water treatment plant ¹
Solid: Solid particles from tailings				
Tailings stockage area ²	Truck wheels ⁴	Path leading to the stockpile	[Cleaning] ³	[Stockpile]
Truck	Tailings falling from skips	Path leading to the stockpile	[Cleaning] ³	[Stockpile]
Stockpile	Wind erosion	Surrounding environment	[Scraping if possible] ³	[Stockpile]

¹ : before being discharged into lakes, rivers, groundwater

² : storage area at the end of the filtration process

³ : mitigation

⁴ : control procedures exist

The workshop identified surface water and wind erosion as the primary sources of most risks. However, regardless of the quality of the effluent from the stockpile, it must be treated, and water treatment is crucial for all mining operations during operation, until reclamation.

6.3.2 Critical time risks

Tailings' critical time refers to the exposure time until a layer of tailings develops acidic porewater, a pH value below 6. A model was developed to predict the critical time of acid-generating tailings with a negative net neutralizing potential (NNP). The estimation is primarily based on the neutralizing potential (NP) of carbonate minerals, especially calcite. The model may serve as a tool to assess the risk of AMD generation and support deposition planning (equation 6.1; Chevalier, Pabst, et al. (Unpublished results)):

$$Ct = NP \times 8 - (NP^2 / NNP) \times 2 \quad (6.1)$$

At the time of the workshop, LaRonde tailings mine had a NP of 30 kg CaCO₃ eq/t and a NNP of -200 kg CaCO₃ eq/t, resulting in a critical time of 249 days (LR1 in Figure 6.3). However, when considering only the NP from calcite and applying the corrected carbonate NP (equation 6.2; Plante et al. (2012)), the critical time decreases to 163 days (LR2 in Figure 6.3), reflecting NP partitioning between calcite (CaCO₃; ≈ 0.8 wt.%) and ankerite (CaFe(CO₃)₂; ≈ 2.2 wt.%). In the case of the Éléonore mine, the tailings are desulfurized and the calculation of the critical time is not relevant.

$$CCNP = NP - \%CaFe(CO_3)_2 \times 4.70 \quad (6.2)$$

Numerical parametric analysis (Chevalier, Chai-Onn, et al., Unpublished results) assessed oxygen penetration in filtered tailings at Éléonore mine (*Dfc* climate). With 0.5 m filtered tailings layers added every two weeks, five layers (i.e., 2.5 m; called “protective cover thickness”) were needed to reduce oxygen flux below 0.14 g.m⁻².d⁻¹, protecting against oxidation (Aubé et al., 1995; Dagenais et al., 2005). At this deposition rate, 75 days are required to protect a tailings layer from oxidation, and a tailing’s critical time up to 100 days was considered as acceptable during the workshop (Figure 6.3). For example, tailings deposition can be planned a year in advance for Éléonore Mine.

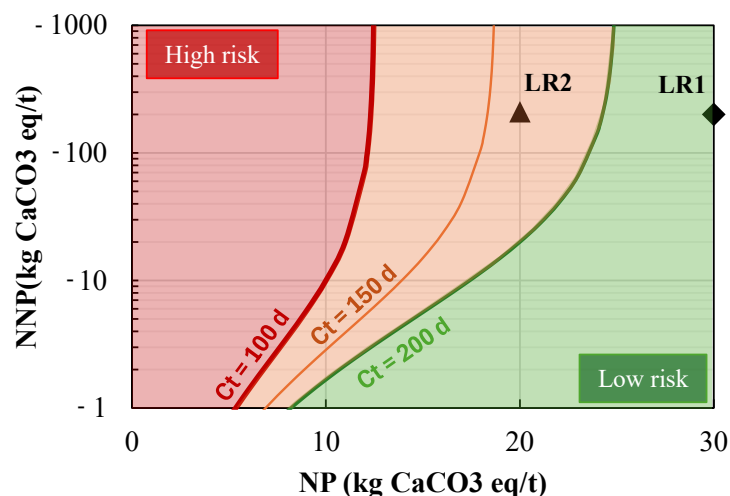


Figure 6.3 Abacus based on the critical time prediction model (equation 1) for a stockpile exposed to D-type climate. Below a critical time of 100 days, the risk of AMD generation on the surface of the stockpile high. Calculated critical times for LaRonde tailings are shown, considering NP from carbonates (LR1) and NP from only calcite (LR2)

The proposed abacus can be adapted based on the mineral content of the tailings, the exposure climate and site-specific constraints. It can provide guidance as the project progresses. At the time of the workshop, no continuous on-site measurement of tailings mineral content was conducted. However, it is likely that the contents of neutralizing and sulfide minerals fluctuate over time, thereby decreasing or increasing critical time. If the NP is temporarily insufficient to meet the deposition plan need, mitigation measures can be taken before deposition

6.3.3 Operational risks

Operational uncertainties were addressed first, such as technical problems during ore processing (from crushing to leaching), during tailings treatment (thickening and filtration) and final disposition on the stockpile. The uncertainties identified include planned plant shutdowns, generally lasting two weeks, that can be anticipated and integrated into tailings management, to limit delay in deposition. Between 2019 and 2022 (excluding the COVID period), only one unplanned shutdown exceeded five days in Éléonore site, lasting 6.5 days due to equipment breakdown.

Major machinery repairs are facilitated by proximity to a supply route but could represent a challenge for remote sites. Also, during the winter, the formation of ice on the deposition areas can lead to delays in clearing the surfaces prior to deposition. These challenges may cause temporary delays, but their overall consequences are minor. Most operational risks were classified as probable to very probable, but their impact on tailings deposition remains very low and quickly recoverable (Figure 6.4).

Geotechnical stability remains crucial to ensuring the progress of tailings deposition. In the case of an expansion to an existing tailings facility, deposition may cause deformations or require consolidation time and/or dissipation of pore water pressures, potentially leading to adjustments in deposition locations or even temporary interruptions. In this context, operational geotechnical constraints were classified as likely to cause delays, with potentially high consequences on the planned deposition schedule. However, in a new project, deposition design is more controlled, from the base to the top. As a result, operational geotechnical constraints were identified as unlikely, with medium consequences. The uncertainties associated with these constraints are represented by the large zone on the risk matrix (Figure 6.4).

Reclamation stages present a major challenge from the earliest phases of a project, with a high degree of uncertainty throughout the stockpile lifetime. Workshop participants identified these stages as the most critical due to the high risk of tailings overexposure. Even though designs were prepared during the authorization process, frequent adjustments to reclamation plans are required, driven by changes in mass balance and life-of-mine. In addition, the final design must be validated by the authorities and local communities. The high cost of reclamation leaves no margin for error, especially with mine expansion projects that significantly affect reclamation plans. Finally, the simultaneous deposition of tailings in one phase and the reclamation of another stockpile section can result in wind-blown dust depositing tailings on reclaimed phases. Consequently, the term “reclamation” could be replaced with “transition” to better reflect the operational reality of the site. As a result, the probability of overexposure of tailings prior to reclamation has been defined as virtually certain, given the complexity and importance of this phase in the end-of-life of the mine. The consequences associated with delaying reclamation have been defined as very high, since tailings exposure times can be significant, i.e. several years (Figure 6.4). One critical aspect discussed was related to the slope, which remains exposed until the end of the deposition. Therefore, the risks associated with slope overexposure are similar to those identified for reclamation phases.

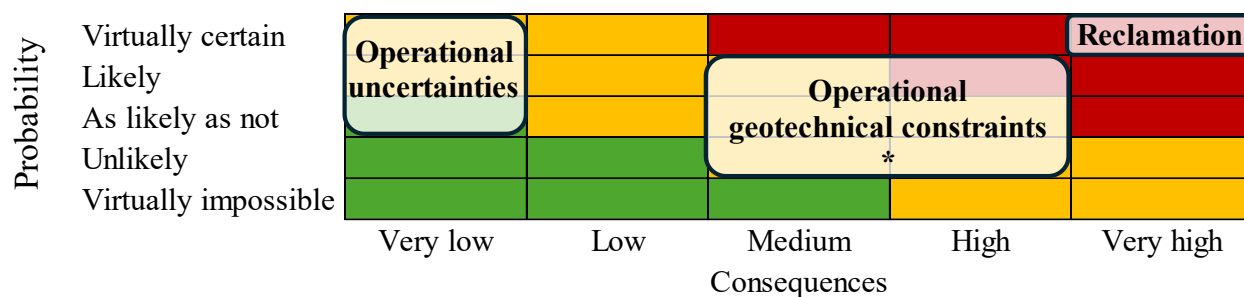


Figure 6.4 Operational risk matrix for the deposition of filtered tailings generating AMD: High consequences (5) result in significant delays, whereas low consequences lead to minor delays

Site flexibility is essential to anticipate the various factors impacting deposition and reclamation. The integration into the design stage of most likely events, such as mass balance changes or TSF expansion, to ensure effective planning of tailings deposition and early AMD prevention. The “worst-case scenario” concept can be useful for identifying potential risks.

6.3.4 Mitigation

The workshop reviewed strategies to mitigate AMD risks during deposition, including some methods that have already been implemented at the two mine sites:

- Applying dust control agents helped to create a crust on the surface, limiting erosion and infiltration, but this solution proved to be both costly and unsustainable. The effects of dust suppressant agents lasted only 2 to 3 years.
- Slope and surface compaction to promote runoff and reduce infiltration. Compaction provides significant long-term benefits, particularly in enhancing surface water management, controlling the water table and improvement of geotechnical stability. Using sacrificial geomembrane would limit the supply of water by diverting it (LaRonde mine).
- A design based on successive slope stacking may reduce atmospheric exposure by avoiding final slope construction at each stockpile level, though its feasibility depends on site conditions. At LaRonde mine, oxygen was detected up to 1.2 m depth in slopes.
- Regular deposition of fresh layers at the top. At the LaRonde mine, a fresh 0.50 m layer is deposited across the entire deposition surface at a maximum interval of two months.

6.4 Quantitative assessment

This section presents the results of the quantitative assessment using the 3D model. All mass values related to tailings production are expressed in metric tonnes (t) : 1 tonne = 1 metric ton = 1000 kg.

6.4.1 Baseline model

Éléonore tailings production between 2015 and 2021 had a mean of 100 288 tonnes per month and a standard deviation of 27 443 tonnes. A total of 81 monthly tonnage values were available and a normal distribution was applied to generate random values for the monthly tailings production used in the model (Figure 6.5). April and May 2020 and March 2021 were impacted by the COVID pandemic and were excluded from the calculations. However, an alternative scenario was considered to identify such a risk, including complete shutdown for one month and reduced production the following month, such as observed during the pandemic and forest fires.

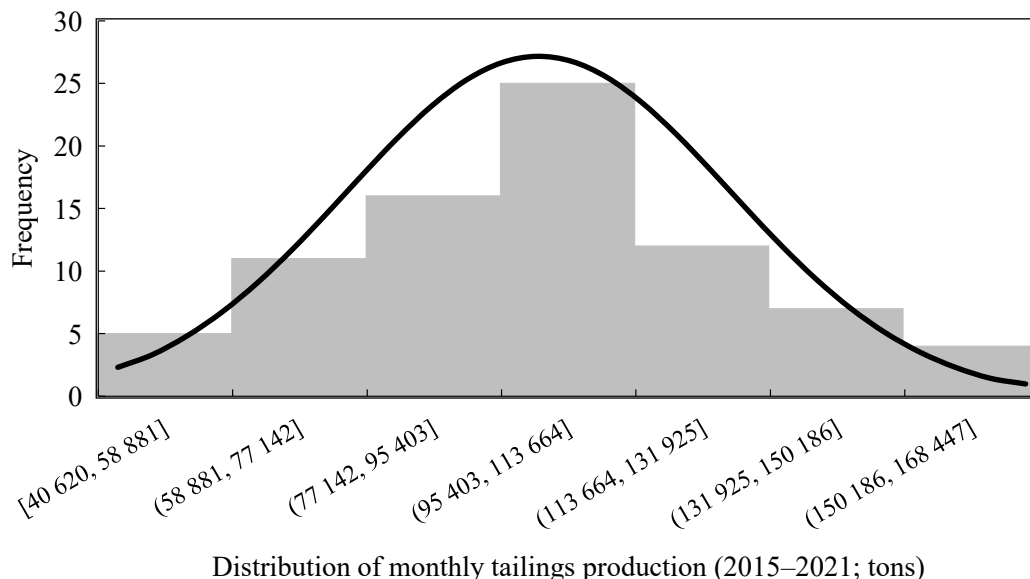


Figure 6.5 Histogram of tailings production between January 2015 and December 2021 and associated probability density following a normal distribution ($\mu = 100\,288\text{ t}$; $\sigma = 27\,443\text{ t}$). 1 t = 1000 kg.

Assumptions for determining the deposition area of the baseline model included a layer thickness of 0.50 m for a deposition cycle of 15 days (26 layers per year), a tailings dry density of $\rho_d = 1\,550\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ and a specific gravity of 2.74. These values were directly obtained from the Éléonore mine site data. The baseline deposition area, expected to be covered per deposition cycle, was calculated to be 63 815 m², corresponding to the average volume of tailings produced in each deposition cycle to cover a continuous area in the model. The decrease in the deposition area as the deposition progresses upward was not considered. Finally, a 2.5-meter cover was chosen as the minimum protective cover thickness to sufficiently reduce oxygen flux (Chevalier, Chai-Onn, et al., Unpublished results).

A Gamma distribution was fitted to the simulated exposure times to model their probabilistic behavior (Figure 6.6). Kolmogorov-Smirnov ($D = 0.0512 < D_{critical} = 0.0583$) and Chi-square ($\chi^2 = 6.589 < \chi^2_{critical} = 11.345$; degree of freedom = 3) tests confirmed that the gamma distribution and the data fitted well. The kurtosis calculated was 3.14, reflecting the near-normal distribution of exposure times (Table 6.3). The mean exposure time was 75.03 days, which fit well with the

theoretical 75 days of exposure time. A standard deviation of 11.44 days suggests variability of roughly one deposition cycle between layers.

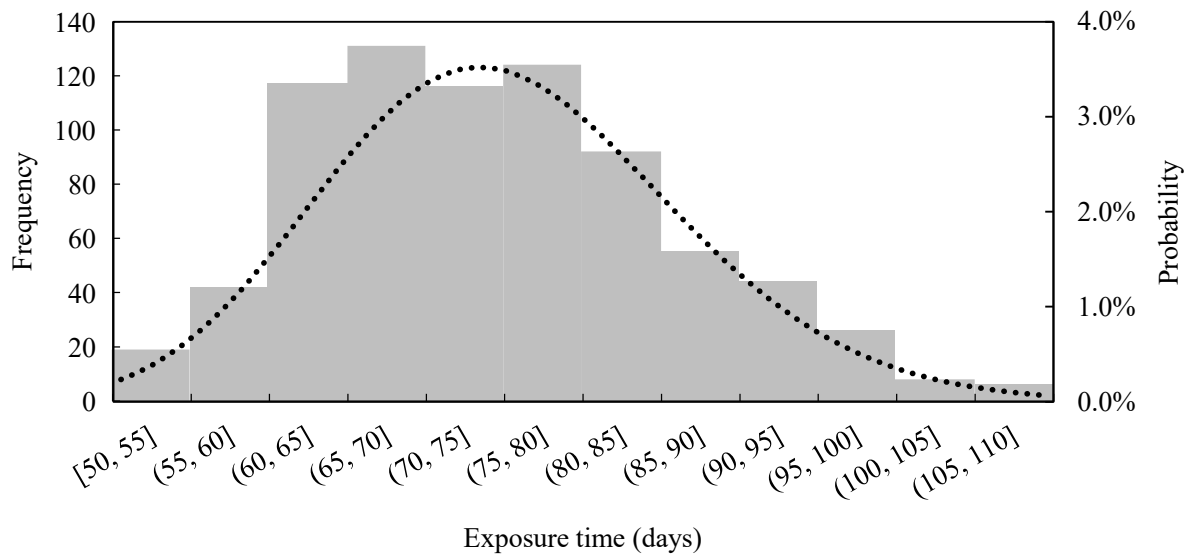


Figure 6.6 Exposure time for the baseline model (histogram) and associated probability density following a gamma distribution ($n = 780$ observed exposure time values; $\mu = 75.03$; $\sigma = 11.44$; $k = 42.98$; $\theta = 1.75$)

6.5 Influence of the design parameters

A sensibility analysis was conducted on the deposition parameters to evaluate their influence on the exposure time (Table 6.2):

- The deposition area varied among 50,000 m², 75,000 m², 107,500 m², and 215,000 m². The last value corresponds to the area at the base of the Éléonore stockpile.
- The thickness of minimum protective cover needed to reduce oxygen flux varied incrementally, ranging from a minimum of 1.5 m to a maximum of 4.0 m, in steps of 0.5 m.
- The thickness of the deposition layers and the deposition rate were studied according to four cases: 0.3 m every 9 days, 0.4 m every 12 days, 0.5 m every 15 days (baseline), and 0.6 m every 18 days, i.e., a similar deposition rate of 0.033 meters per day.

- The dry density of the deposited tailings was modified within the range of $\rho_d = 1\,400\text{ kg/m}^3$ to $\rho_d = 1\,800\text{ kg/m}^3$, as its value influences the total volume of tailings disposed of in each layer.

Finally, unexpected events may lead to a temporary site closure and prolonged reductions in tailings production were considered. Based on observed data during the pandemic, the model simulated a shutdown (0 tonne of tailings produced in a given month) followed by partial recovery in the next month, with production randomly ranging between 40 000 tonnes and 50 000 tonnes. In the second case, a sustained reduction of 30% in production was applied for five consecutive months.

Table 6.2 Description of models performed with parameter variations

#	Area (m ²)	Protective thickness (m)	Layer thickness (m)	Deposition rate (days)	Dry density (kg.m ⁻³)	Production (-)
Baseline	63 815	2.50	24	14	1 550	Normal
Area	50 000 to 215 000	2.50	24	14	1 550	Normal
Protective thickness	63 815	1.50 to 4.00	24	14	1 550	Normal
Layer thickness	63 815	2.50	0.30 to 0.60	9 to 18	1 550	Normal
Dry density	63 815	2.50	20	17	1 400 to 1800	Normal
Events	63 815	2.50	24	14	1 550	Reduced

Scenario results were compared to the baseline (Table 6.3). Mean exposure time behaved as expected with area (A), protective cover thickness (Cover), and dry tailings density (ρ_d). Despite a constant deposition rate (0.033 m.day^{-1}), exposure time increased with layer thickness (Lthick) due to maintaining a 2.50 m protective cover thickness, whatever the thickness of the tailings layers. This required slightly more material than the baseline model of five 0.50 m layers. Details results are discussed in the following sections and compared with the critical time of the LR2 tailings from equation 6.1.

Table 6.3 Main gamma law parameters as a function of deposition area

	μ (days)	σ (days)	Min (days)	Max (days)	k (-)	θ (-)	Skewness (-)	Kurtosis (-)
Baseline	75.0	11.4	50.5	108.3	42.98	1.75	0.31	3.14
A50 000 m ²	59.2	10.2	36.0	91.3	34.06	1.74	0.34	3.18
A75 000 m ²	87.6	12.6	61.7	123.8	48.41	1.81	0.29	3.12
A107 500 m ²	124.1	15.0	93.8	167.5	68.76	1.80	0.24	3.09
A215 000 m ²	248.4	20.8	195.0	301.4	142.90	1.74	0.17	3.04
Cover 1.5 m	45.5	8.8	24.0	76.1	26.81	1.70	0.39	3.22
Cover 2.0 m	60.2	10.3	37.1	92.1	34.26	1.76	0.34	3.18
Cover 3.0 m	89.8	12.7	50.5	108.3	49.80	1.80	0.28	3.12
Cover 3.5 m	104.6	13.4	64.1	125.0	60.60	1.73	0.26	3.10
Cover 4.0 m	119.4	14.4	77.5	143.3	68.74	1.74	0.24	3.09
Lthick 0.3 m	81.3	12.3	55.2	115.5	43.61	1.86	0.30	3.14
Lthick 0.4 m	84.2	12.5	54.0	120.0	45.60	1.85	0.30	3.13
Lthick 0.6 m	89.8	12.6	60.0	139.5	50.51	1.78	0.28	3.12
ρ_d 1 400 kg.m ⁻³	68.0	10.9	43.8	100.5	39.12	1.74	0.32	3.15
ρ_d 1 800 kg.m ⁻³	86.6	12.6	61.7	121.9	47.28	1.83	0.29	3.13
Prod -30%	86.6	16.6	51.7	136.9	27.22	3.18	0.38	3.22
Prod closure	81.8	19.3	51.0	147.3	17.91	4.57	0.47	3.33

6.5.1 Area of the deposition

Deposition area played a key role in tailings exposure time. Stable scale parameters ($\theta \approx 1.7$) indicated consistent exposure time distribution. For example, the cumulative distribution function indicated that 100% of the exposure times were less than 127 days for the baseline model. Simulation showed that reducing the deposition area to 50,000 m² shortened maximum exposure time by 20 days, while increasing the deposition area to 75,000 m² added 17 days (Figure 6.7 a). Mean exposure time and standard deviation increased significantly from 59.2 ± 10.2 days (50 000 m²) to 248.4 ± 20.8 days (215 000 m²), illustrating a more spread distribution (Figure 6.7 b; Table 6.3).

Based on Éléonore Phase 1 area (215 000 m²), results showed significant risks of prolonged tailings exposure during early deposition. In practice, tailings are deposited layer by layer, forming a sloped structure, this means that the footprint at ground level is wider than the area at the highest point of the deposit. Designing smaller and subdivided deposition phases is a more suitable strategy for risk reduction.

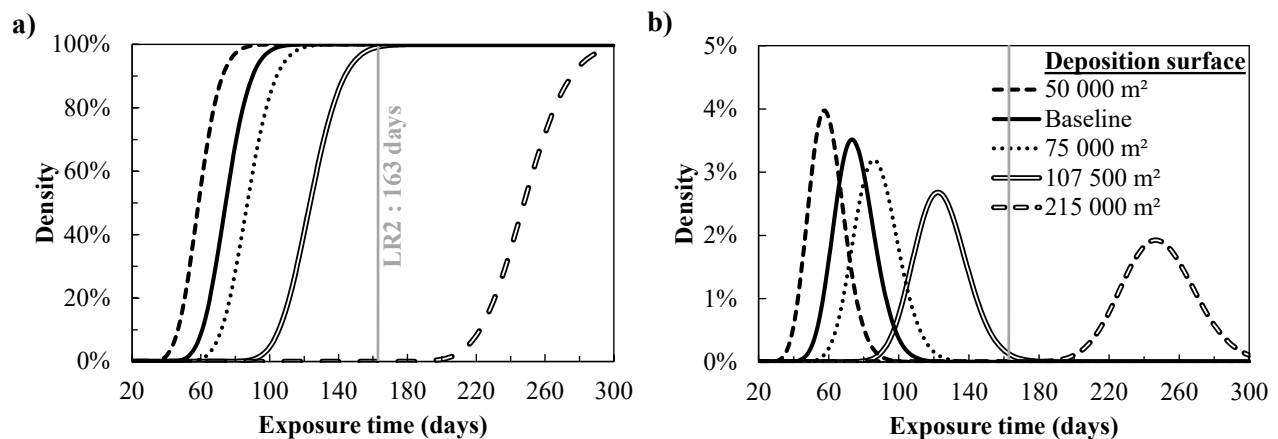


Figure 6.7 Cumulative distribution (a) and probability density (b) function of tailings exposure time as a function of deposition surface. The vertical grey line indicates LR2 tailings' critical time

This type of analysis could also be used for optimizing stockpile costs while maintaining reasonable exposure times. In operational terms, larger deposition areas simplify the operation and reduce costs, because each new lift increases hauling costs per ton. For example, based on the tailings properties and deposition parameters examined in this study, the deposition area could be extended

up to 107,000 m², reducing hauling costs while resulting in a probability of exposure exceeding a critical time of 163 days below 1 %.

6.5.2 Minimum protective cover thickness

Increasing protective cover thickness increased exposure time due to the need for additional tailings (Figure 6.8). The average exposure time increased proportionally by around 14.8 days per 0.5 m of cover required, from 45.5 days (1.5 m) to 119.4 days (4.0 m). As cover increased from 1.5 m to 4.0 m, kurtosis decreased from 3.22 to 3.09, and shape coefficient k ranged from 26.81 to 68.74, indicating a lower outlier risk (Table 6.3). However, the exposure time of the tailings was lower than the calculated critical time of 163 days for LR2 Tailings. Although these exposure time values were estimates, this indicates that there was no risk whatever the thickness of the protective layer.

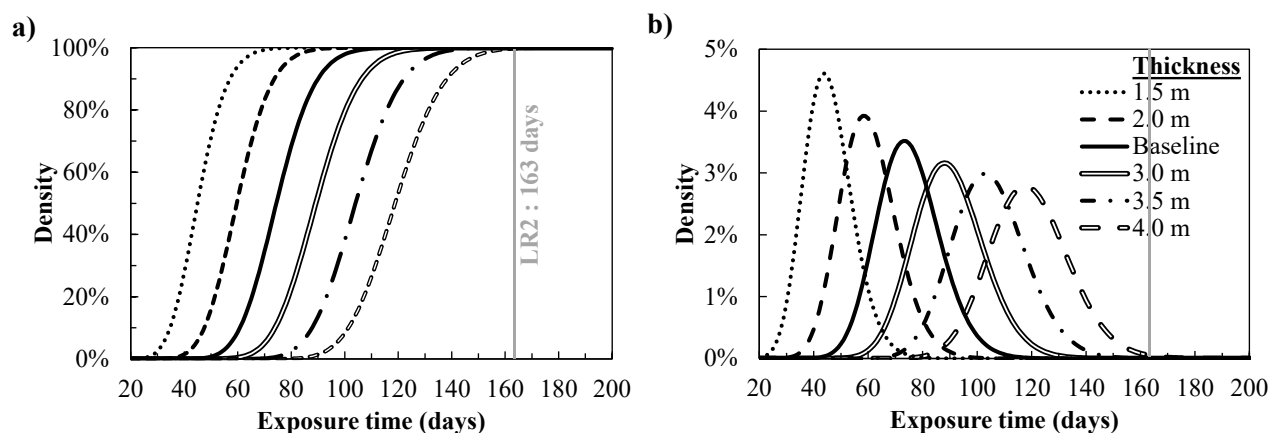


Figure 6.8 Cumulative distribution (a) and probability density (b) functions of tailings exposure time as a function of a minimum of cover thickness to reduce the oxygen flux below the threshold of 0.14 g.m⁻².d⁻¹. The vertical grey line indicates LR2 tailings' critical time

6.5.3 Thickness of deposition layers and deposition rate

Deposition layer thickness and rate had minimal impact on exposure times required to reach a 2.5 m protective cover (Figure 6.9). Average exposure was 81.3 ± 12.3 days for 0.3 m layers every 9 days, 89.8 ± 12.6 days for 0.6 m layers every 18 days, and 75.0 ± 11.4 days for the 0.5 m baseline. Layer thickness is a key stockpile design parameter that should ensure the minimum protective cover of 2.5 m is reached while optimizing deposition. This requirement influences the number of deposition cycles needed, depending on layer thickness, for example: 9 layers of 0.3 m (2.7 m

total), 5 layers of 0.6 m (3.0 m total) or 5 layers of 0.5 m (2.5 m total). However, skewness and kurtosis remained consistent (0.28 - 0.31; 3.12 - 3.14; Table 6.3), suggesting similar distributions and stable characteristics (Figure 6.9 b). The risks of exceeding the tailings' critical time were low for the layer thickness to be deposited, considering the parameters simulated in this model.

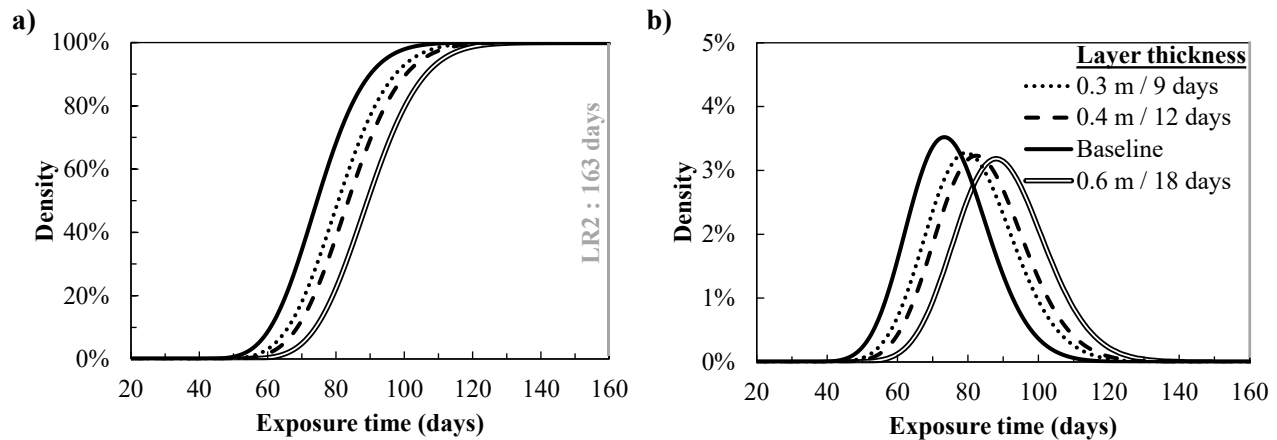


Figure 6.9 Cumulative density (a) and probability density (b) functions of tailings exposure time as function of different deposition rates (layer thickness and cycle). The vertical grey line indicates LR2 tailings' critical time

6.5.4 Dry density of tailings

Exposure time and variability increased with higher dry density, for a constant deposition area (Figure 6.10). At $\rho_d = 1400 \text{ kg/m}^3$ and 1800 kg/m^3 , mean exposure times were 68 ± 10.9 and 87 ± 12.6 days, respectively (Table 6.3). The decrease in kurtosis and the slightly higher standard deviation with increasing density implied a flatter and more dispersed distribution (Figure 6.10 b). However, for the same layer thickness, a higher density reduces the medium's porosity and, consequently, the penetration of oxygen flow. Thus, while longer exposure times increased risks, the reduced oxygen flow would mitigate them. In this range of simulated densities, the risk of exceeding the tailings' critical time was low.

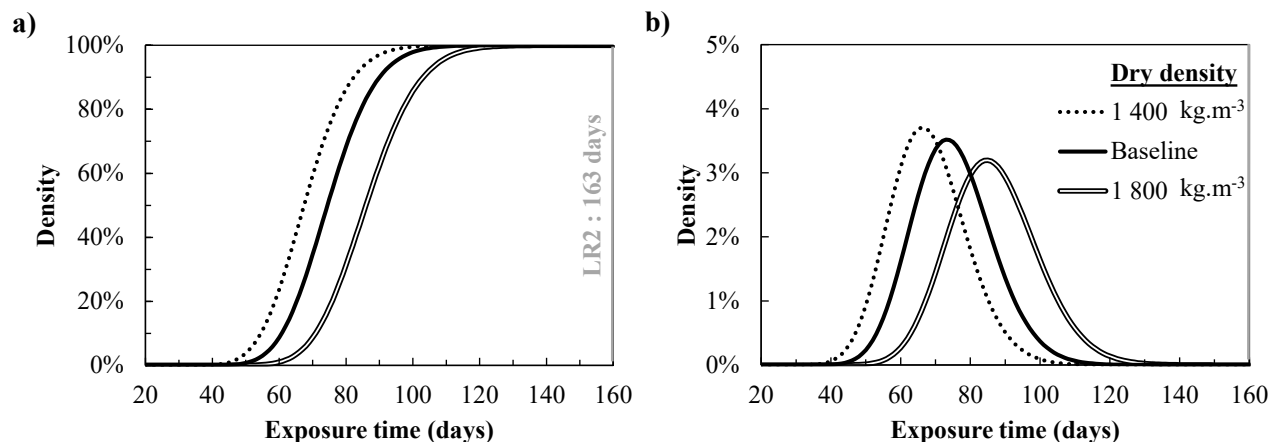


Figure 6.10 Cumulative distribution (a) and probability density (b) function of tailings exposure time as a function of dry density. The vertical grey line indicates LR2 tailings' critical time

6.5.5 Punctual events associated with tailings production

The baseline scenario showed a mean exposure time of 75.03 days (± 11.44). In comparison, a prolonged tailings throughput reduction (-30 %) increased the mean exposure time to 86.6 days (i.e., + 11 days) and the dispersion to ± 16.6 days, indicating moderate delays (Figure 6.11; Table 6.3). Risks were higher in the "Temporary closure" scenario with the highest standard deviation (19.3 days), although the mean was 81.8 days. The increases in scale (θ) and kurtosis from baseline (1.75; 3.14) to "-30%" (3.18; 3.22) and 'Temporary closure' (4.57; 3.33) suggested wider, more variable distributions and a higher likelihood of extreme values under reduced production or shutdown. The creation of a tailings reserve with sufficient neutralisation potential may be advisable to mitigate risks associated to production disruptions. Although risks were low during these two simulated events, integrating a worst-case scenario approach could be necessary and may influence the results of the risk assessment.

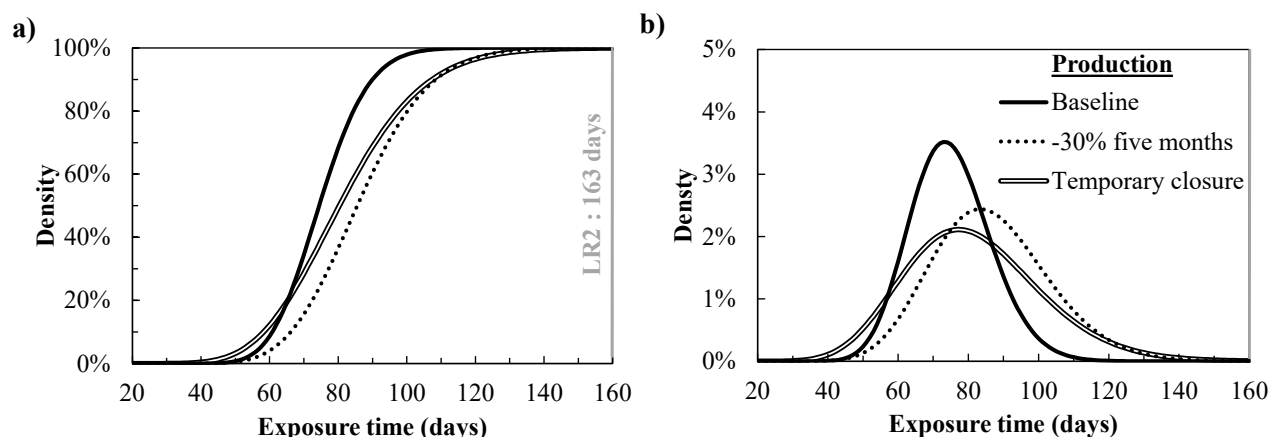


Figure 6.11 Cumulative distribution (a) and probability density (b) function of tailings exposure time as a function of events that could reduce tailings production. The vertical grey line indicates the critical exposure time calculated for LR2 tailings

6.6 Risk variation

Reducing exposure time is the key parameter to minimize AMD risk in high-density tailings (Simms, 2017). Site-specific design choices depend on various factors, such as the type of material produced, location and topography (Cacciuttolo & Atencio, 2023; Diaz et al., 2023; Kwan et al., 2011; Ulrich & Coffin, 2013). In this study, protective cover thickness was used to determine whether a deposited layer was protected from oxidation. Coupled with an assessment of oxygen transport in filtered stockpile (Simms, 2017) and the regular and continuous disposal of tailings to limit the supply of oxygen (Sako & Pabst, 2023a), the study of the cover thickness would help to design the best deposition strategies to minimize AMD risks. Oxygen fluxes mainly depend on oxygen diffusivity and hydrogeotechnical variability, driven by tailings characteristics (grain size, density) and deposition conditions (void ratio, water content ; Aghazamani et al. (2024); Bussière (2007)). Further in-situ studies are needed to assess the active oxidation depth as the deposition progresses.

The mineral content and reactivity of tailings influence the required protective cover thickness. Carbonate minerals (mainly calcite) is a key factor in the duration of the critical time (Chevalier, Pabst, et al., Unpublished results). Low-reactivity sulfides may increase oxidation at depth due to reduced surface oxygen consumption, while highly reactive sulfides limit oxidation depth by consuming more oxygen near the surface. One proposed mitigation involves mixing reactive

tailings (with low critical time), with tailings or materials providing sufficient NP to extended the exposure time before AMD generation starts (Sako & Pabst, 2023a, 2023b). This strategy is employed at mine LaRonde by mixing LaRonde tailings (NP = 6.7 kg CaCO₃ eq/t ; from calcite) and LZ5 tailings (NP = 22 kg CaCO₃ eq/t ; from calcite).

Operational geotechnical constraints have been identified as significant risk factor affecting tailings deposition. Anticipating orebody changes and variations in Atterberg limits is essential to evaluate their effects on geotechnical properties, such as shear strength, shearing behavior, and permeability (Ulrich & Coffin, 2013). Additionally, surface water runoff limits infiltration and helps control the water table level. In-situ monitoring ensures a better control and facilitates safer planning and management of filtered stockpiles (Cacciuttolo & Atencio, 2023). Dividing filtered stockpiles into phases is essential for efficient management (Davies, 2011).

6.7 Conclusion

The use of filtered tailings reduces the geotechnical risks associated with conventional tailings management but prolonged exposure of filtered tailings containing sulfides increases the geochemical risks related acid mine drainage. Although risk can never be eliminated, its management can reduce it to an acceptable level. In this work, the main risks associated to AMD risks with filtered tailings deposition were identified by, first, a qualitative risk assessment developed through a workshop and then a quantitative risk assessment based on a 3D model to estimate the time required to sufficiently cover the tailings layer and reduce oxygen flux. The main results are:

- Surface water and wind erosion were identified as the primary sources of most risks. However, regardless the quality of the effluent from the stockpile, water treatment is crucial for all mining operations, during operation until reclamation.
- A tailings' critical time of 100 days was deemed respectable for planning tailings deposition. However, the variability of the neutralizing mineral content in tailings and the design of the stockpile need to be adjusted to ensure effective risk management. An abacus, adaptable to site specificity, is proposed.
- The workshop identified three risks related to filtered tailings exposition. Operational risks, during deposition, were classified as minor for the delay of tailings deposition. Their impact

on tailings deposition is minimal and can be quickly mitigated. Operational geotechnical constraints were classified as significant, particularly in relation to the specific deposition characteristics of each site. The implementation of reclamation poses the most critical risks for the exposure time of filtered stockpile. Frequent adjustments to deposition plans are necessary, and the high costs of reclamation leave no margin of error.

- Tailings production variability should be considered when assessing exposure time and risk in filtered tailings stockpile design. Larger deposition areas and thicker protective covers increase both average exposure time and its variability. Higher tailings density slightly extends exposure time but reduces porosity and therefore the active oxidation depth. With a constant deposition rate, adapting layer thickness to the minimum protective cover thickness reduces exposure risk. Temporary site closures or prolonged reductions in production primarily affect exposure time variability.
- Estimating the exposure time before starting the operation could help optimize the design of filtered tailings stockpiles, particularly with regard to the area of deposition. Once the mine is in operation, it would also be beneficial to update design decisions, for example, when considering new deposition areas due to extensions of the mine's lifespan.

The design of stockpile deposition must integrate these parameters and their uncertainties to minimize risks effectively.

CRedit authorship contribution statement

Corentin Chevalier: Writing – original draft & editing, Methodology, Investigation, Formal analysis, Data curation.

Nelson Morales: Writing – review & editing, Methodology, Formal analysis, Funding acquisition.

Isabelle Demers: Writing – review & editing.

Declaration of Competing Interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Acknowledgments

The authors would like to acknowledge the financial support from FRQNT (Fonds de Recherche du Québec - Nature et Technologies) - Grant number 2020-MN-282817, Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC) [project ALLRP 568607 – 21], the collaboration of Dhillmar Ltd mine Éléonore, Agnico-Eagle Mines Ltd mine LaRonde and the industrial partners of the Research Institute on Mines and the Environment (RIME; <http://rime.ca/>).

Data availability

All data relevant to this study are included herein. Additional data can be provided by the authors if desired.

CHAPITRE 7 SYNTHÈSE ET DISCUSSION GÉNÉRALE

7.1 Synthèse

L'utilisation des technologies de filtration pour la gestion des résidus miniers connaît un essor mondial afin de minimiser les risques géotechniques, liés à l'eau, de la gestion conventionnelle des résidus sous forme de pulpe. Bien que plus coûteuse initialement, cette approche permet le recyclage de l'eau et la réduction de l'empreinte au sol des mines, limitant ainsi leur impact sur les communautés et l'environnement. Toutefois, l'exposition des résidus déposés dans les parcs à l'air et à l'eau atmosphérique favorise les risques géochimiques et la génération de DMA, notamment pour les résidus réactifs (sulfureux). Le comportement géochimique des résidus filtrés réactifs est encore peu abordé dans la littérature (Furnell et al., 2022), et l'opinion est divisée : certains estiment que les risques d'oxydation sont trop importants, tandis que d'autres considèrent que les risques de génération d'acide peuvent être considérablement réduits en limitant le temps d'exposition (Simms, 2017). Les travaux réalisés dans le cadre de ce projet avaient pour objectif de proposer des solutions visant à minimiser les risques géochimiques liés à la gestion des résidus filtrés réactifs, afin de déployer cette technique et de favoriser l'innovation. Une conception et une gestion optimales garantiront la stabilité géochimique et géotechnique des parcs à résidus filtrés réactifs, tout en répondant aux défis environnementaux et sociétaux actuels, notamment la conservation de l'eau et l'acceptabilité sociale des projets, en réduisant les risques à court et à long terme.

7.2 Temps critique des résidus et génération de DMA

Le temps critique correspond à la durée avant que les résidus exposés génèrent un lixiviat acide, c'est-à-dire un pH inférieur à 6. Tant que l'eau interstitielle reste proche de la neutralité, le temps critique des résidus n'est pas atteint. Le parc à résidus peut être considéré comme géochimiquement stable, malgré son exposition à l'oxydation, tant que la quantité de minéraux neutralisants est suffisante. Des essais en laboratoire et des modèles numériques calibrés sur ces résultats expérimentaux ont permis d'évaluer le temps critique de résidus miniers en fonction du degré de saturation, puis en fonction de leur minéralogie.

7.2.1 Validation des calibrations MIN3P – Article 1

Des modèles MIN3P ont validé les k_{eff} calibrés (Table 4.5) en simulant les cellules B1 et B2, soumises à un degré de saturation diminuant par paliers de $\pm 10\%$ chaque mois (Figure 7.1). Les modèles reproduisaient bien la diminution du pH dans le temps, en lien avec l'abaissement du degré de saturation, et le rôle joué par le seuil de $S_r = 90\%$. Le palier d'un mois avec un degré de saturation de 100% a permis de retarder le temps critique d'environ 32 jours par rapport à la cellule T1-83%-1 (section 4.4.1).

Dans le cas des cellules soumises à un degré de saturation variable entre 100% et 70% par cycles d'une ou deux semaines (tests C), les simulations ne permettaient pas de reproduire correctement l'évolution des valeurs de pH et des concentrations des lixiviats dans le temps. En effet, les épisodes de désaturation/saturation nécessitaient d'ajuster le niveau de la nappe simulée en bas de la cellule. La saturation des cellules se produisait à partir de l'eau de la nappe, ce qui influençait les valeurs de sortie (pH et concentration de l'eau de la nappe).

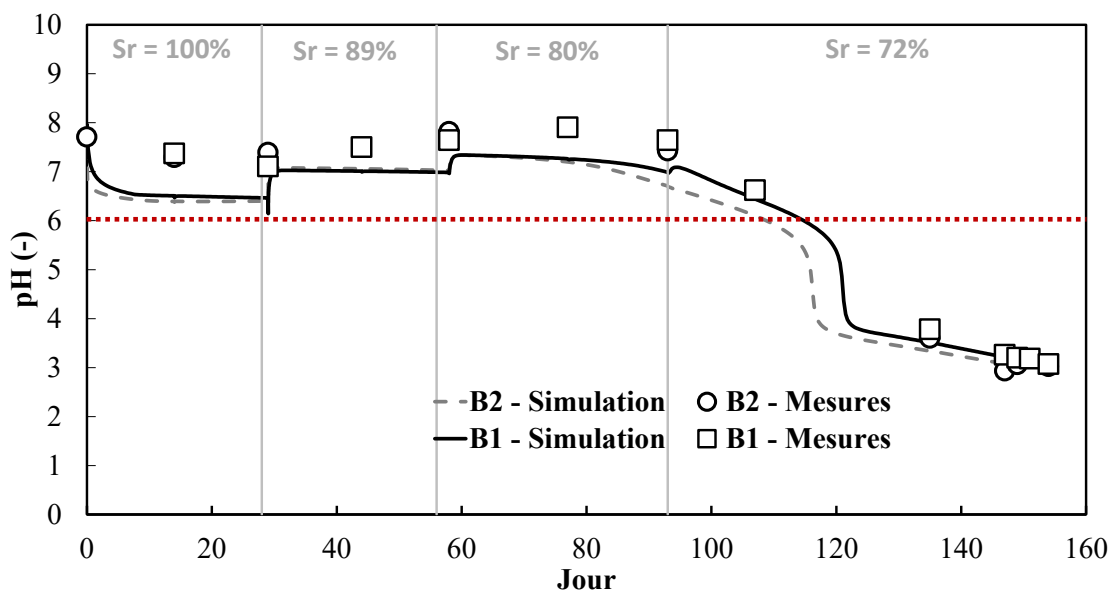


Figure 7.1 Valeurs de pH mesurées (points) et simulées (ligne) pour les cellules à saturation décroissante B1 et B2.

7.2.2 Evaluation du temps critique

Dans un premier temps, les résultats ont montré que le temps critique des résidus LaRonde, en fonction du degré de saturation, nécessitait un minimum de 90% de saturation pour limiter

l'oxydation des résidus et retarder l'apparition du temps critique. En effet, après 160 jours, les cellules avec un degré de saturation de 94% ne produisaient pas de lixiviat acide, contrairement aux cellules avec des degrés de saturation de 79% et 83% ($72 < C_t < 93$ jours). Les simulations numériques ont estimé un temps critique de 585 jours pour les résidus LaRonde à $S_r = 95\%$ et de plus de 1 000 jours à $S_r = 97\%$.

Ensuite, la variation du degré de saturation dans le temps influençait le temps critique. Une alternance entre un état saturé ($S_r = 100\%$) et désaturé ($S_r < 90\%$) retardait l'apparition d'un pH acide, mais seulement sur une courte période (le délai n'était pas strictement égal au temps passé sous un état saturé ; tests C). Maintenir un degré de saturation supérieur à 90% tout au long de l'exposition est nécessaire pour retarder l'apparition du temps critique, mais cela implique une augmentation des contraintes géotechniques, réduisant l'intérêt de l'utilisation des résidus filtrés.

Enfin, l'effet de la minéralogie sur le temps critique a été analysé en comparant l'évolution des résidus LaRonde et des résidus LZ5. Pour un degré de saturation similaire, 83% pour les résidus LaRonde et 84% pour les résidus LZ5, ces derniers ne produisaient pas de lixiviat acide après 160 jours. Les modèles numériques ont simulé un temps critique d'environ 615 jours pour les résidus LZ5. Les résultats ont montré que le temps critique des résidus augmentait quasi-linéairement avec l'augmentation du potentiel neutralisant. En effet, le PN des résidus LZ5 était environ huit fois plus élevé que celui des résidus LaRonde, avec 80 kg CaCO_3 eq/t contre 11 kg CaCO_3 eq/t, respectivement. Un modèle est proposé afin de calculer le temps critique des résidus, à partir du PN et du PNN. Toutefois, c'est l'effet des carbonates, et principalement de la calcite, qui permet de maintenir un pH proche de la neutralité.

7.2.3 Limitations du modèle proposé

Les deux résidus étudiés étaient composés de calcite et d'ankérite, deux minéraux carbonatés, fournissant le pouvoir tampon nécessaire à la neutralisation de l'acide. Une analyse de sensibilité menée à l'aide des modèles numériques a montré que le pouvoir neutralisant de l'ankérite n'était pas équivalent à celui de la calcite. En effet, l'ankérite seule ne procurait aucun délai avant l'apparition d'un pH acide, tandis que la calcite seule, grâce à sa cinétique de dissolution lui procurant le meilleur pouvoir tampon (Bouzahzah et al., 2014b), permettait aux résidus d'obtenir un temps critique simulé de 59 jours.

Cependant, le modèle ne prend pas en compte la répartition du potentiel neutralisant entre les différents minéraux carbonatés. La présence majoritaire d'ankérite dans les résidus pourrait conduire à une surestimation dans le calcul du temps critique. En retirant la contribution de l'ankérite au PN, le calcul du temps critique est plus conservateur, fournissant une marge de sécurité pour la planification du dépôt des résidus. Cette observation s'applique également à la sidérite, qui ne possède pas de pouvoir neutralisant en raison de l'acidité générée par l'hydrolyse du fer dissous (Paktunc, 1999b). En l'absence de calcite, le temps critique à considérer est de 0 jour, ce qui signifie que les résidus filtrés ne peuvent pas être exposés dans des parcs sans ajout de matériaux offrant un PN suffisant. Des essais en laboratoire supplémentaires sont nécessaires pour confirmer et améliorer le modèle proposé, en intégrant l'influence d'autres minéraux, notamment la pyrrhotite (pour le PA) et la dolomite (pour le PN). De plus, l'effet du coefficient du taux de réaction utilisé dans les simulations (k_{eff}) pourrait être pris en compte.

L'étude du temps critique dans ce projet repose sur une fine épaisseur de résidus (± 5 cm) afin de représenter l'oxydation en surface d'un parc. Toutefois, les résidus filtrés sont déposés en couches plus épaisses, d'au moins 30 cm, ce qui pourrait retarder l'apparition du temps critique en profondeur avec la présence de minéraux neutralisants non consommés. Les simulations numériques ont montré qu'au-delà de 20 cm, le temps critique dépassait les 1 000 jours. Ainsi, la planification du dépôt des résidus pourrait tenir compte de l'effet de l'épaisseur, sachant que l'acidité générée en surface et s'infiltrant dans le PAR pourrait être consommée en profondeur.

Les effets des conditions d'exposition sur le temps critique n'ont été abordés que partiellement dans ce travail. Dans un premier temps, l'apport en eau par le rinçage des cellules était réalisé selon un cycle régulier de 14 jours ou de 28 jours, afin d'assurer un temps d'exposition suffisant à un degré de saturation donné. Cependant, ces intervalles de rinçage longs peuvent ralentir les réactions d'oxydation (Song & Yanful, 2010), alors qu'en conditions de terrain, les précipitations peuvent se produire plus régulièrement et affecter le temps critique observé en laboratoire. Les résultats ont montré que, pour un degré de saturation similaire ($S_r = 83\%$), l'apparition du temps critique était retardée d'environ 8 jours avec un rinçage deux fois moins fréquent ($C_t = 85$ jours pour un rinçage effectué tous les 14 jours et $C_t = 93$ jours pour un rinçage tous les 28 jours). De plus, le manque d'eau liquide disponible pourrait limiter la génération de DMA, puisque les flux d'oxygène diminuent en dessous d'une teneur en eau massique de 10% (Surrette, 2024). Également, la température n'a pas été considérée dans ce travail. Les cellules de laboratoire étaient exposées à une

température ambiante comprise entre 21°C et 25°C alors que les résidus seront soumis à des climats différents et aux saisonnalités. Des températures plus importantes sont favorables à la génération de DMA et au développement des bactéries tandis que des températures plus faibles ralentissent les réactions (Plante et al., 2021), sans pour autant les stopper complètement en cas de gel (Coulombe, 2012; Elberling, 2005). Dès lors, des essais restent à mener pour évaluer si les périodes de sécheresse ou de gel permettraient de retarder, au moins temporairement, l'apparition du temps critique dans les parcs à résidus filtrés réactifs.

7.3 Exposition des résidus dans les parcs à résidus filtrés

7.3.1 Simulations complémentaires – Article 2

Des simulations complémentaires ont été réalisées afin de tenir compte de la réactivité des résidus (K_r), de l'effet d'un climat tempéré ainsi que d'une saison d'été sèche.

7.3.1.1 Coefficient du taux de réaction K_r

Pour simplifier l'analyse de la Figure 7.2, les valeurs simulées ne sont pas affichées. Cependant, pour la couche déposée en surface (couche n) la diminution du flux d'oxygène pendant le dépôt était inférieure entre 3 % et 7 % pour une réactivité 10 fois inférieure ($K_r = 100 \text{ an}^{-1}$) et a diminué entre 55% et 65 % pour une réactivité 100 fois inférieure ($K_r = 10 \text{ an}^{-1}$). Lorsqu'une couche était recouverte pas deux autres (couche n-2), les flux d'oxygènes devenaient plus importants que dans le modèle de base de minimum 20% pour $K_r = 100 \text{ an}^{-1}$ et de minimum 89% jusqu'à 449% pour $K_r = 10 \text{ an}^{-1}$ (Figure 7.2 b). Enfin, le seuil de $0,14 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ était dépassé quelle que soit la réactivité des résidus (Figure 7.2 a).

Enfin, les résultats ont montré que la profondeur active d'oxydation atteignait une profondeur de 4 mètres pour les résidus les moins réactifs, soit une augmentation d'environ 2 mètres par rapport au modèle de base (Figure 7.3). La consommation réduite d'oxygène en surface par les résidus moins réactifs implique un risque de génération de DMA plus profond, cependant, les résidus pourraient ne pas produire suffisamment d'acide en fonction des cinétiques de réactions. Les résultats de la simulation pour une réactivité 10 fois plus élevée que le modèle de base ($K_r = 10\,000 \text{ an}^{-1}$) ont montré des flux d'oxygène égaux pendant le dépôt et la surexposition des résidus (Figure 7.3).

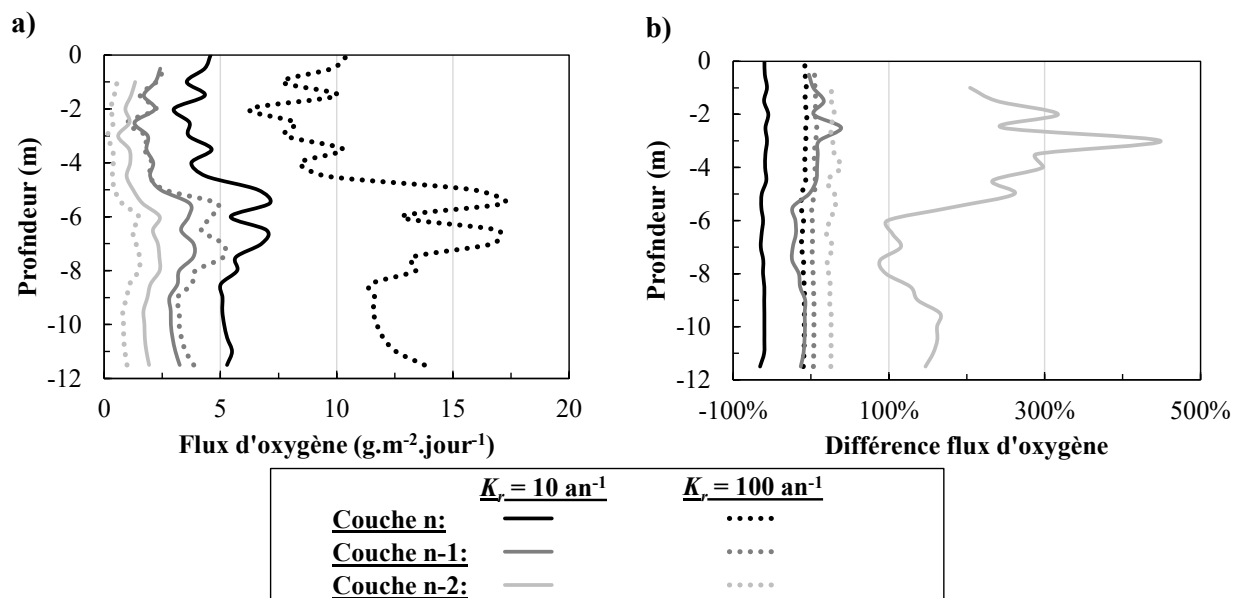


Figure 7.2 Évaluation numérique de la variation des flux d'oxygènes en fonction du coefficient du taux de réaction des résidus (a) et comparaison des flux simulés par rapport au modèle de base (b), durant le dépôt des résidus

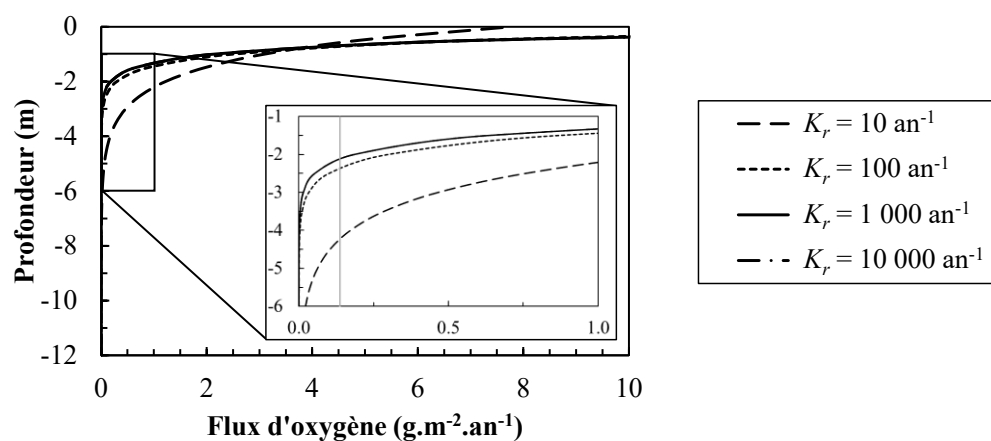


Figure 7.3 Évaluation numérique de la variation des flux d'oxygènes en fonction du coefficient du taux de réaction des résidus durant la surexposition des résidus. Les flux d'oxygènes sont comparés avec le seuil de $0.14 \text{ g.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ (ligne verticale grise)

7.3.1.2 Climats tempérés (*Csa* and *Cfb*)

Les climats tempérés (*C*) sont caractérisés par des saisons d'été et d'hiver bien définies, avec une température moyenne pour le mois le plus froid comprise entre -3°C et 18°C . Le climat *Csa* a une saison sèche en été (*s*) et une température moyenne supérieure à 22°C pour le mois le plus chaud

(a). Ce climat est lié à la ville de Sacramento, Californie aux Etats-Unis (latitude 38,5°). Le climat *Cfb* correspond à un climat humide avec des précipitations tous les mois (*f*), une température moyenne inférieure à 22°C pour le mois le plus chaud et quatre mois consécutifs avec une température minimale moyenne de 10°C (*b*). Ce climat est lié à la ville de Clermont Ferrand, France (latitude 45,7°).

Le degré de saturation simulé diminuait au fur et à mesure que le dépôt progressait. Pour le climat *Csa*, des degrés de saturation supérieurs à 90% étaient atteints pour les premières couches mais, en raison d'un été sec, les valeurs étaient au maximum de 60% pour les couches 12 à 18 (Figure 7.4 a). Dans le cas du climat *Cfb*, les couches déposées à l'été présentaient des valeurs extrêmes de S_r entre 60% et 80% en raison de précipitations tout au long de l'année (Figure 7.4 b). Dans les deux cas, le degré minimum de saturation ($S_r = 11,5\%$; θ_r) a été atteint pour la plupart des couches (sauf l'avant-dernière) pour le climat *Csa* et pour 10 couches pour le climat *Cfb*. Les degrés de saturation maximaux pour la dernière couche déposée sont de 85% et plus de 90% pour les climats *Csa* et *Cfb* respectivement, mais les valeurs médianes sont de 11,5% pour le climat *Csa* et de 38% pour le climat *Cfb*, indiquant une forte variation du degré de saturation à la surface.

Pendant le dépôt, les flux d'oxygène étaient plus élevés que dans le modèle de base, avec des valeurs moyennes de 29,2 g.m⁻².j⁻¹ et 23,1 .m⁻².j⁻¹ pour les climats *Csa* et *Cfb* respectivement. Entre 1,0 m et 3,5 m étaient nécessaires pour réduire le flux d'oxygène en dessous de la valeur seuil (c.-à-d. 2 à 7 couches) pour une exposition au climat *Csa* et entre 2,0 m et 3,0 m (c.-à-d. 4 à 6 couches) lorsqu'exposé au climat *Cfb*. Enfin, la profondeur active d'oxydation en cas de surexposition était de 3,1 m et de 2,8 m pour les climats *Csa* et *Cfb* respectivement (Figure 7.5). Les risques d'oxydation étaient légèrement plus élevés pour les climats tempérés que pour le modèle de base, que ce soit pendant le dépôt que la surexposition. Enfin, les étés secs et les températures plus chaudes dans le climat *Csa* ont davantage réduit le degré de saturation, augmentant ainsi le flux d'oxygène, par rapport au climat *Cfb* plus humide et plus doux.

7.3.1.3 Climat continental avec été sec (*Dsc*)

Le climat du site de la mine Éléonore (continental *Dfc* ; latitude 52,7°) était utilisé pour le modèle de base. Les climats continentaux (*D*) sont caractérisés par quatre saisons distinctes, avec une température moyenne inférieure à -3°C pour le mois le plus froid et supérieure à 10°C pour le mois le plus chaud. Les climats *Dsc* sont des climats subarctiques froids avec des étés secs (*s*) et une

température moyenne inférieure à 22°C pour le mois le plus chaud et moins de quatre mois avec une température moyenne de 10°C (*c*). Le climat utilisé correspond à Kuujjuarapik, Québec, Canada (latitude 55,2°).

Les variations du degré de saturation étaient similaires pour le climat *Dsc* à celles du modèle de base. Par exemple, les valeurs médianes simulées étaient de 65% à la base et de 58% à la surface pour le climat *Dsc* (Figure 7.4 c), contre 62% et 55% dans le modèle de base (Figure 5.4 b). Les valeurs extrêmes du degré de saturation dans les couches moyennes étaient moins dispersées pour les valeurs extrêmes que dans le modèle de base, malgré un été sec. Toutefois, les écarts entre les premiers et troisièmes quartiles étaient plus étalés.

Durant le dépôt, les couches en surface (couche *n*) pendant le dépôt ont été exposées à un flux moyen de 11,8 g.m⁻².an⁻¹ et une épaisseur de résidus comprise entre 1,0 m et 2,0 m était nécessaire pour réduire le flux d'oxygène en dessous de la valeur seuil (c.-à-d. 4 à 6 couches). Pendant la surexposition, le flux d'oxygène était supérieur à la valeur seuil à 2,4 m sous la surface (Figure 7.5), soit 0,25 m de moins que le modèle de base (2,15 m). Ces résultats indiquent un risque similaire d'oxydation des résidus pendant le dépôt et une profondeur active d'oxydation légèrement plus importante pendant la surexposition des résidus à un été sec sous un climat *Dsc* par rapport au climat *Dfc*.

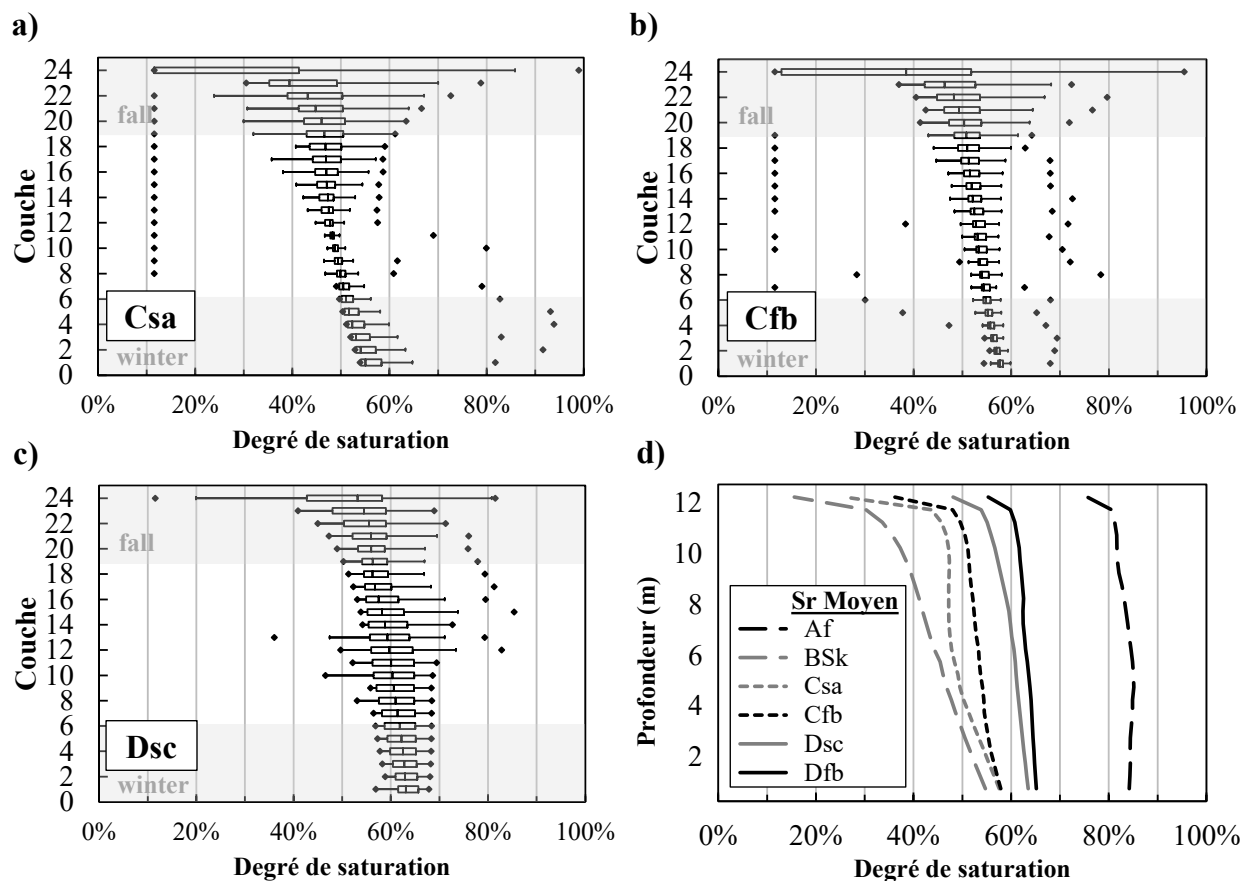


Figure 7.4 Évaluation numérique du degré de saturation en fonction des climats Csa (a), Cfb et Dsc (c). Les degrés de saturation moyens des différentes couches en fonction du climat étudié (d)

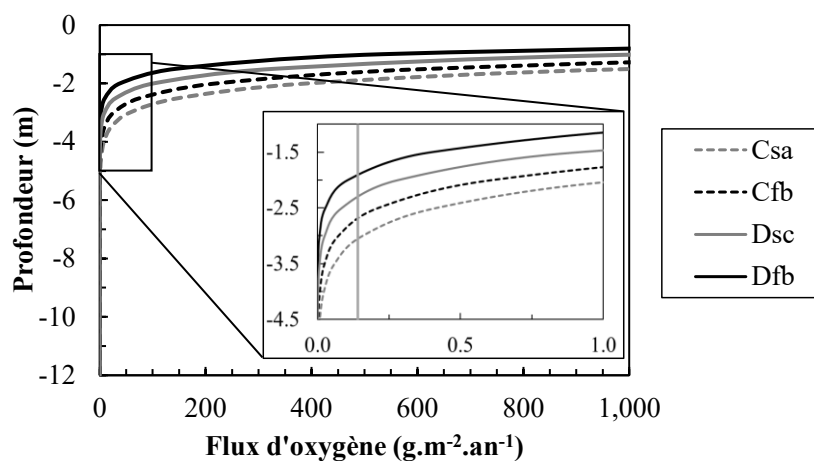


Figure 7.5 Évaluation numérique de la variation des flux d'oxygènes en fonction des climats tempérés et du climat continental Dsc. Les flux d'oxygènes sont comparés avec le seuil de 0.14 g.m⁻².an⁻¹ (ligne verticale grise)

Les résultats ont montré que le schéma de précipitations annuelles influençait également les flux d'oxygène, en plus du groupe climatique principal (voir section 5.3.6). Par exemple, le flux d'oxygène annuel moyen était supérieur de $6,1 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ dans le cas d'un été sec *Csa* ($29,2 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) comparé à *Cfb* présentait les flux d'oxygène les plus élevés ($23,1 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) pour la couche superficielle pendant le dépôt. En comparaison, le flux d'oxygène moyen était de $12,8 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ pour le modèle de base, avec un climat humide (*Dfc*). Également, la profondeur active d'oxydation active était supérieure jusqu'à 0,50 mètre pendant le dépôt et de 0,30 mètre pendant la surexposition dans les résidus dans les zones sèches (*Csa*) par rapport aux zones avec des précipitations régulières (*Cfb*). Des résultats similaires ont été observés dans la différence de la profondeur active d'oxydation lors de la surexposition des résidus entre le modèle de base *Dfc* (2,15 m) et le climat *Dsc* (2,4 m).

7.3.2 La profondeur active d'oxydation comme critère de stabilité géochimique

À partir des mesures de TEV du parc à résidus et des données météorologiques de la mine Éléonore, la calibration d'un modèle numérique en 1D sur le logiciel SEEP/W a permis d'évaluer les variations du degré de saturation dans le temps de résidus filtrés exposés. Le premier critère étudié était l'atteinte et le maintien du seuil de 90% de saturation pour assurer la stabilité géochimique. Les résultats ont montré que pour différents paramètres de dépôt et pour différents types de climat, le seuil de $S_r = 90\%$ n'était pas maintenu durant le dépôt et la surexposition des résidus (une fois le dépôt terminé sans restauration). Sur le plan géotechnique, les risques semblent réduits mais les risques géochimiques restent élevés par rapport à l'oxydation des résidus.

Le modèle SEEP/W a ensuite été couplé à CTRAN/W pour évaluer la profondeur du flux d'oxygène dans la pile de résidus. L'oxydation des résidus s'effectue du haut vers le bas, suivant la migration de l'oxygène (Bussière & Guittonny, 2021). À mesure que le dépôt progresse, la réduction de l'apport en oxygène vers une couche précédemment déposée peut ralentir les cinétiques de réactions de DMA. Pour cela, le critère de $0,14 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ (Aubé et al., 1995; Dagenais et al., 2005) a permis de déterminer à partir de quelle profondeur une couche est protégée de l'oxydation. Les résultats ont montré qu'une couche était soumise à un flux d'oxygène supérieur à ce seuil entre 0,5 m et 3,5 m de profondeur durant le dépôt. Cette profondeur pouvait atteindre 4 m selon la réactivité des résidus, lors de la surexposition.

La calibration du modèle en 1D constitue une limitation identifiée au cours de ce projet. Une modélisation en 2D aurait été plus appropriée, d'une part pour mieux représenter l'effet de pente affectant la station de mesures N3 du parc à résidus de la mine Éléonore, et d'autre part pour améliorer la précision des résultats liés à la variation du degré de saturation et aux flux d'oxygène.

7.3.3 Variations de la profondeur active d'oxydation

Les résultats obtenus restent toutefois à confirmer, notamment en vérifiant que le seuil de $0,14 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ permet de stopper la génération de DMA tant que le parc à résidus n'est pas restauré. Ce seuil peut être variable en fonction de la minéralogie, de la préoxydation des résidus et de la cinétique de réaction à long terme (Pabst et al., 2018). De plus, le coefficient du taux de réaction des résidus du modèle de base a été fixé à $K_r = 1000 \text{ an}^{-1}$, alors que les résidus de la mine Éléonore sont désulfurés. Cependant, le K_r est dépendant de la granulométrie et de la minéralogie des résidus. L'effet combiné de ces paramètres n'a pas été pris en compte dans cette étude, pouvant influencer les résultats obtenus. Ce seuil n'était pas applicable au site de la mine Éléonore (absence de génération de DMA) mais aucun seuil pour le DNC n'a été établi.

Des travaux à plus grande échelle (intervalle de temps), intégrant l'effet de l'hétérogénéité (2D; 3D), l'effet de pente ou encore l'intégration des changements climatiques (par exemple, périodes de sécheresse), permettraient de confirmer les profondeurs actives d'oxydation obtenues dans ce travail. En effet, l'étude s'est penchée uniquement sur un modèle à une dimension et en considérant un milieu homogène. L'étude du transport de l'oxygène selon une approche déterministe optimisera la gestion des résidus afin d'éliminer les risques de DMA (Simms, 2017). Ces résultats serviraient à développer des abaques pour guider la conception des parcs à résidus filtrés en fonction des paramètres clés, tels que la porosité, le taux de dépôt ou encore le climat.

La profondeur active d'oxydation est un outil essentiel pour assurer la stabilité géochimique d'un parc à résidus filtrés. En fonction des conditions d'exposition, des propriétés des résidus et principalement du temps critique, une planification adaptée et un dépôt régulier de nouvelles couches permettraient de réduire la disponibilité de l'oxygène et de limiter la production de DMA (Sako & Pabst, 2023b). Toutefois, les opérations pourraient être perturbées par des aléas susceptibles de modifier le dépôt initialement prévu, et retarder la restauration du site.

7.3.4 Commentaires article 2

À la section 5.2.1 « *Site location and tailings stockpile management* », deux corrections seront apportées. Dans la phrase : « *The tailings stockpile is constructed in 10 m height slopes* », le mot *slopes* sera remplacé par *benches*. La superficie de 0.8 km² sera remplacée par

À la section 5.2.2 « *Site visit and sampling* », les cinq valeurs d'indices des vides utilisées pour la détermination de la courbe de rétention seront ajoutées ($e = 0,63, 0,65, 0,69, 0,71$ et $0,77$).

À la section 5.2.3 « *On site instrumentation* », la référence Todd (1980) sera ajoutée à la phrase « *The probes measured daily VWC by emitting an electromagnetic field to measure the dielectric permittivity contrast between water (apparent dielectric permittivity $\epsilon_a = 80$, air $\epsilon_a = 1$ and soil $\epsilon_a = 3$ to 5) (Meter-Group, 2023; Tarantino et al., 2008)* ».

À la section 5.2.4 « *Numerical simulations* », la valeur de 0,1 utilisée pour l'albedo des résidus dans les simulations était conservatrice mais peut être augmentée jusqu'à 0,3.

Une référence aux travaux de Martin (2018) sera ajoutée à la section 5.2.6 « *Parametric analysis* » présentant les différents paramètres utilisés pour l'analyse paramétrique. Dans ces travaux, l'évolution des propriétés hydrogéotechniques du dépôt de résidus en pâtes a été étudiée, notamment en fonction des différents type de climat, selon la classification de Köppen (Beck et al., 2023).

7.4 Risques pouvant mener au dépassement du temps critique

Les opérations minières sont exposées à des risques pouvant influencer le temps d'exposition des résidus déposés. Des événements aléatoires, tels que des pannes techniques, des retards logistiques ou une baisse de la production, peuvent entraîner un retard dans le dépôt, augmentant ainsi le risque de dépassement du temps critique. Enfin, des contraintes géotechniques ou liés aux opérations de restauration du site peuvent prolonger l'exposition des résidus et accentuer les risques environnementaux. L'identification de ces risques est essentielle pour limiter leurs impacts sur le dépassement du temps critique.

7.4.1 Identification des risques durant les opérations de dépôt

Une analyse qualitative de ces risques a été effectuée par un atelier (« *workshop* »), en présence des partenaires de mine LaRonde et mine Éléonore. En premier lieu, un temps critique inférieur à

100 jours a été défini comme risque inacceptable pour la gestion de résidus générateurs de DMA, dans une configuration de site semblable au site Éléonore. La discussion a parmi ensuite d'identifier les différents risques à partir de l'expérience du personnel de chaque site. La gestion journalière des résidus, de la production jusqu'au dépôt, a été classée comme risque acceptable pour le retard dans le dépôt. Bien que les probabilités de pannes ou d'arrêt de production soient très élevées, les conséquences sont vite rattrapables. Cependant, la surexposition des résidus, une fois le dépôt terminé, a été classée comme très probable. En effet, les travaux de restauration des sites peuvent être retardés pour des raisons administratives ou encore de modifications des parcs à résidus (par exemple, le prolongement de la durée de vie de la mine ou le changement du bilan de matière). Les plans préliminaires de restauration peuvent être modifiés et la conception finale doit s'adapter au cas par cas. Les conséquences de ces retards sont importantes vis-à-vis de la génération de DMA, notamment en cas de temps critique faible. Enfin, les conditions du site comme les contraintes géotechniques de la mine LaRonde (extension du parc à résidus sous forme de pulpe via les résidus filtrés) (Masengo et al., 2023) peuvent nécessiter une adaptation continue, nécessitant l'arrêt du dépôt dans une zone pour assurer la stabilité géotechnique.

7.4.2 Variation du temps d'exposition des résidus en fonction des fluctuations de production

La conception des parcs à résidus repose sur différents éléments, notamment l'estimation de la quantité de résidus produits tout au long des opérations. Cependant, la production de résidus connaît variabilité au cours du temps, ce qui induit une incertitude du temps de dépôt entre chaque couche de résidus. Cette incertitude a été évaluée en simulant le dépôt des résidus à partir des données de production observées à la mine Éléonore entre 2015 et 2021. Les résultats indiquent que les paramètres « contrôlables », tels que la surface de dépôt et la profondeur active d'oxydation, présentent les plus grandes incertitudes. Dans le même temps, les événements exceptionnels pouvant entraîner une fermeture temporaire du site ou une réduction prolongée de la production influencent la variabilité du temps d'exposition des résidus, dépendamment des intervalles de temps considérées. Enfin, la densité sèche des résidus en place est un paramètre à optimiser lors de la conception. Une densité plus élevée implique une quantité plus importante de résidus pour un volume donné, mais entraîne aussi une diminution de la porosité du milieu, réduisant ainsi la

profondeur d'oxydation active. Une évaluation plus approfondie de la variation du temps d'exposition est nécessaire au cas par cas, en fonction des contraintes des sites.

Cette analyse de risques avait pour but de présenter un outil préliminaire pour évaluer les risques liés au dépassement du temps critique des résidus. D'autres pistes restent à explorer, notamment l'influence de l'hétérogénéité dans le dépôt ou encore le développement d'analyses par arbres d'événements afin de considérer les contraintes géotechniques. La mise en place d'un suivi précis de la variation du PN des résidus en sortie du concentrateur s'avère être primordiale pour réduire le risque minéralogique dans la variation du temps critique. En effet, lors de l'atelier, les partenaires mentionnaient que le suivi de la minéralogie des résidus n'était pas effectué, mais au fur et à mesure de la progression du dépôt, une diminution importante du PN peut remettre en cause la stabilité géochimique du parc.

Enfin, ce travail s'appuie uniquement sur les données de production du site de la mine Éléonore. La collecte de données provenant d'autres sites miniers utilisant des résidus filtrés permettrait de mener des études complémentaires, afin de comparer la variabilité de production d'un site à l'autre, ainsi que les effets liés à la taille du site et aux méthodes de dépôt. Les résultats obtenus contribueraient à compléter et à affiner l'évaluation des risques identifiés dans ce projet.

7.4.3 Commentaires article 3

Dans l'abstract, le mot « *requirements* » sera modifié par « *structures* » dans la phrase : « *[...] by minimizing water management structures compared to conventional [...]* ». De plus, la phrase : « *Tailings production variability may impact tailings management during operations and should be considered when assessing exposure time and risk in filtered tailings stockpile design* » sera ajoutée pour introduire la réalisation de l'analyse de risques quantitative.

Dans l'introduction, la phrase : « *While geotechnical and hydrological behavior is being increasingly studied* » sera corrigée « *While geotechnical and hydrological behaviors of filtered tailings are being increasingly studied for filtered tailings* ». Dans la nouvelle phrase, il est précisé qu'il s'agit des comportements des résidus filtrés. De plus, les phrases suivantes dans ce paragraphe seront reformulées en : « *Achieving geochemical stability requires a site-specific design for filtered tailings stockpiles, guided by the properties of tailings, their geochemical behavior, and uncertainties related to management and deposition, such as geological variability and technical*

constraints that impact operations and planning. These elements are essential for effective on-site tailings management and the mitigation of AMD risks ».

De manière plus générale, l'introduction sera réarrangée pour mieux décrire ce qu'apporte le travail présenté, par rapports aux lacunes et les limites actuelles sur la gestion des risques des opérations utilisant les résidus filtrés. Actuellement, il y a peu, voire aucune, étude portant sur la gestion des résidus filtrés pour limiter les risques environnementaux de la génération de DMA.

Aux sections 6.3 « *Qualitative assessment* » et 6.3.1 « *General contamination risks* », la distance à parcourir par les camions pour rejoindre le parc à résidus sur le site de la mine Éléonore sera modifiée de 3 km à 4 km pour être en cohérence avec l'article 2.

À la section 6.3.2 « *Critical time risks* », l'abaque basé sur le calcul du temps critique sera modifié en changeant « *High risk* » par « *Risk is unacceptable* » and « *Low risk* » par « *Risk is acceptable* » (Figure 7.6). Les notions de « *High risk* » et « *Low risk* » seront ajustées dans l'article lors de la révision.

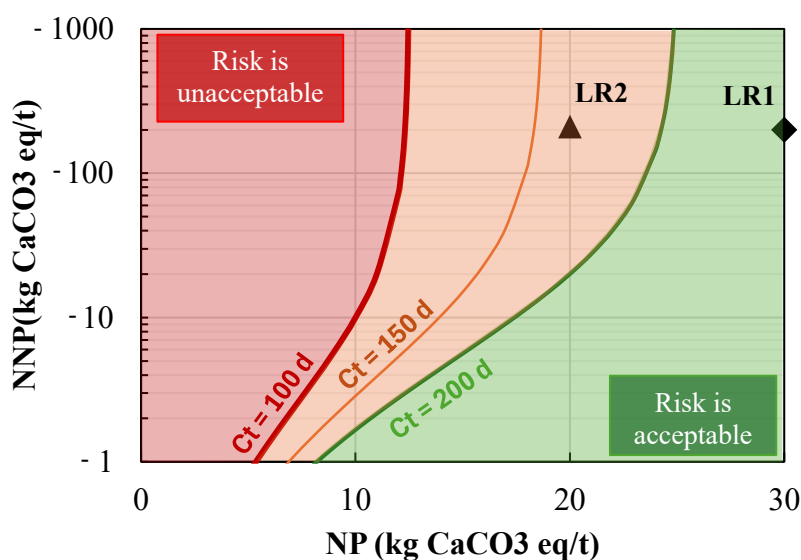


Figure 7.6 Abaque basé sur le modèle de prédiction du temps critique modifié (article 3)

7.5 Proposition de méthodologie pour la planification du dépôt des résidus filtrés, générateurs de DMA

Les résultats de ces travaux ont identifié différentes étapes pour réduire les risques géochimiques des parcs à résidus filtrés réactifs, liés à la génération de DMA :

1. Détermination du temps critique des résidus et évaluation du risque minéralogique, notamment la variation du potentiel neutralisant;
2. Détermination de la profondeur active d'oxydation en fonction des paramètres de dépôt et du climat d'exposition;
3. Estimation de la variabilité du temps d'exposition des résidus en fonction de la production et intégration d'évènements pouvant mener à l'arrêt du dépôt. Détermination d'un schéma de dépôt optimal à partir des points précédents;
4. Estimations des risques pouvant être rencontrés pendant le dépôt des résidus au parc et à la fin de la déposition, avant la restauration. Planifier le dépôt des résidus, en fonction de la restauration du parc. En cas de modification du plan de dépôt, la restauration doit être applicable rapidement.
5. La mise en place de mesures d'atténuation des risques. Par exemple l'ajout d'un matériau alcalin aux résidus si le temps critique est trop faible.

Dans cette méthodologie, il est nécessaire de définir un temps critique minimal, ainsi qu'une probabilité que les durées d'exposition des résidus soient inférieures à ce seuil. Les valeurs retenues doivent être déterminées en fonction des caractéristiques propres au site d'application. Dans l'exemple ci-dessous, une valeur de temps critique de 100 jours et une probabilité de 0,95 ont été adoptées. Toutefois, ces paramètres ne reflètent pas nécessairement les conditions spécifiques des sites. Des travaux complémentaires seront nécessaires pour déterminer les valeurs appropriées.

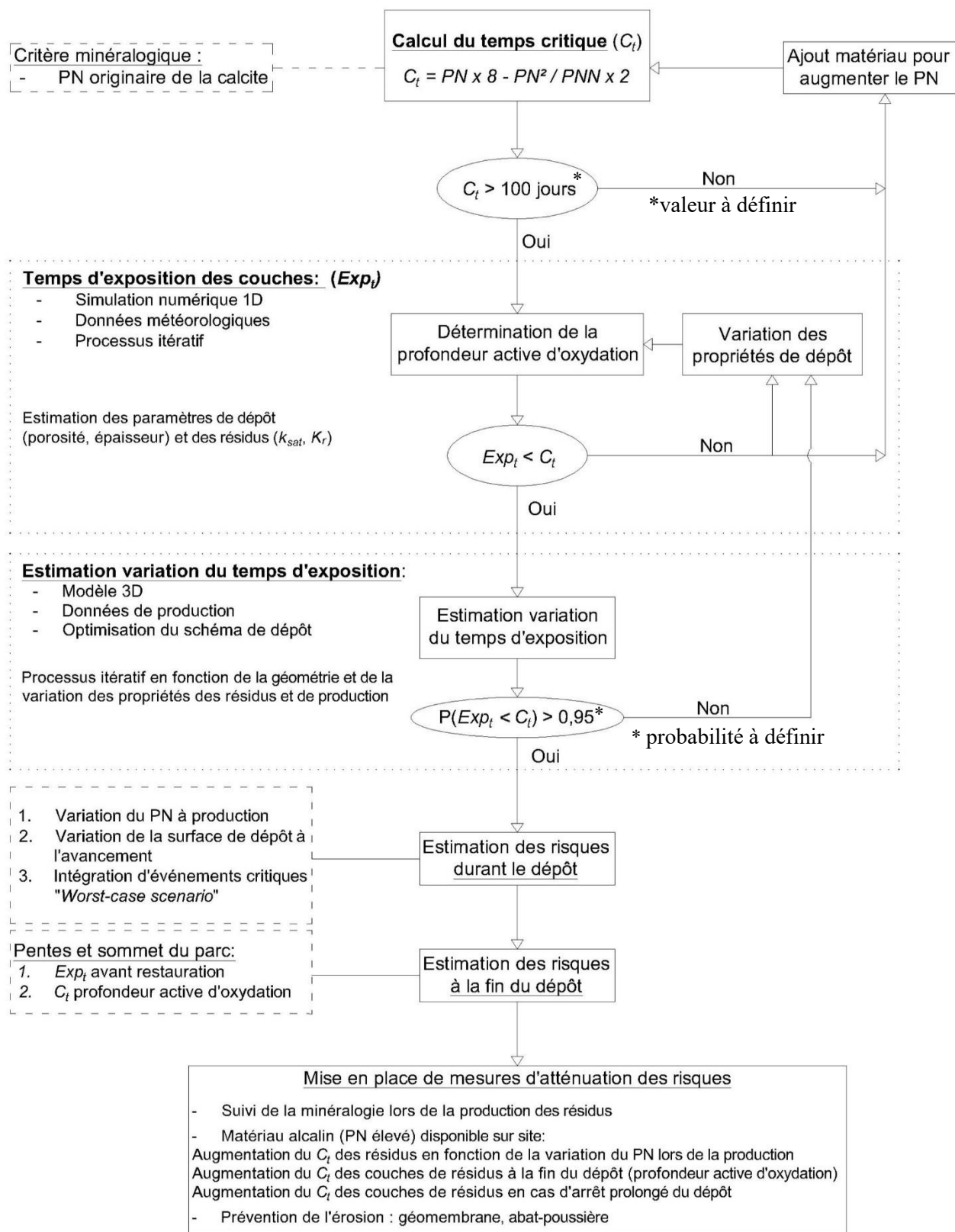


Figure 7.7 Méthodologie de conception d'un parc à résidus filtrés générant du DMA

CHAPITRE 8 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

8.1 Conclusion

L'objectif de ce projet de recherche de doctorat était de proposer une méthodologie de gestion intégrée des résidus filtrés générateur de DMA, pour assurer leur stabilité géochimique dans les aires d'entreposages. Les approches se sont basées sur les propriétés des résidus, des paramètres de dépôt et des conditions d'exposition. Les conclusions de ce travail sont :

- Maintenir un degré de saturation supérieur à 90% permet de retarder l'apparition du temps critique des résidus exposés. Au-delà de $S_r = 95\%$, le temps critique est drastiquement retardé. Toutefois, l'alternance du degré de saturation autour de cette valeur seuil avait un effet limité, en ne retardant que partiellement la génération de DMA;
- Le potentiel neutralisant associé à la calcite a été identifié comme le paramètre le plus important pour obtenir un temps critique élevé. À mesure que la proportion de calcite augmente dans les résidus, le potentiel neutralisant augmente, et le temps critique aussi. À noter que la présence d'ankérite permet également d'augmenter le temps critique des résidus, mais l'ankérite seule ne permet pas de retarder la génération de DMA. Le PNN joue également un rôle dans la détermination du temps critique, bien que plus limité que le PN;
- Un modèle simple permettant de calculer le temps critique est proposé grâce aux extrapolations numériques réalisées avec le logiciel MIN3P, qui ont fidèlement reproduit les résultats observés en laboratoire;
- La détermination de la profondeur active d'oxydation à la surface d'un parc à résidus filtrés est un indicateur fiable pour planifier le dépôt des résidus filtrés afin d'assurer la stabilité géochimique du parc. Les simulations numériques sur SEEP/W, couplées à CTRAN/W, ont permis d'évaluer l'influence des paramètres de dépôt (par exemple, la porosité ou le taux de dépôt) et des conditions climatiques sur la profondeur du flux d'oxygène depuis la surface. Dans le même temps, le maintien d'un degré de saturation de 90% ne pouvait pas être considéré comme un moyen efficace pour assurer le contrôle de la génération de DMA;
- L'analyse qualitative des risques a identifié les contraintes géotechniques (durant le dépôt) et la mise en place des travaux de restauration comme étant les principaux facteurs pouvant mener à une exposition prolongée des résidus et au dépassement du temps critique. Les

incidents liés aux opérations courantes de dépôt étaient très probables, mais leurs conséquences demeuraient limitées;

- L'analyse quantitative des risques a été effectuée à partir d'une production mensuelle de résidus, suivant une loi normale de probabilité, basée sur les données du site Éléonore. L'influence des paramètres de dépôt (par exemple, la superficie de dépôt), des propriétés des résidus (par exemple, la densité sèche) et des facteurs externes (par exemple, un arrêt de la production) a permis d'estimer la variabilité des temps d'exposition des couches de résidus;

8.2 Originalité du travail et recommandations

L'utilisation des résidus filtrés connaît un essor dans l'industrie minière mais peu d'études se sont penchées de manière approfondie sur les stratégies de dépôt en surface, spécifiques aux résidus réactifs. Ce travail propose une approche innovante de gestion des résidus filtrés réactifs, en introduisant les notions de temps critique et de profondeur active d'oxydation comme outils de conception et de gestion pour les parcs. Ces concepts permettent non seulement d'anticiper les risques de génération de drainage minier acide, mais aussi d'orienter les stratégies de dépôt et de restauration en fonction des spécificités géochimiques et opérationnelles de chaque site. Les essais en laboratoire, l'exploitation de données de terrain (sondes, volumes de résidus) et les simulations numériques (MIN3P, SEEP/W, CTRAN/W) constituent des méthodes simples et facilement transposables à l'industrie. Le potentiel d'application de la méthodologie proposée est concret pour l'optimisation des pratiques industrielles.

Au-delà de ses apports scientifiques, cette recherche s'inscrit dans une démarche visant à réduire les impacts environnementaux associés à l'industrie minière, notamment la contamination des sols et des eaux, la perte de biodiversité, ainsi que les risques pour la sécurité des infrastructures et des populations. Dans un contexte où la demande en matériaux métalliques augmente rapidement, il est essentiel de développer des pratiques de gestion durable. En proposant des outils concrets pour anticiper les risques dès les premières étapes de l'exploitation, ce travail développe une réflexion sur les solutions disponibles pour une gestion responsable des sites miniers. Toutes les parties prenantes sont concernées, notamment les industriels, les autorités publiques, mais aussi les citoyens vivant à proximité des sites. Ce travail vise une meilleure intégration des considérations

environnementales dans les décisions techniques et économiques, tant au Québec qu'à l'international.

La conception des parcs à résidus filtrés peut s'appuyer sur l'estimation du temps critique et de la profondeur active d'oxydation, mais doit être adaptée aux spécificités de chaque site. La détermination du temps critique demeure un élément central pour assurer la stabilité géochimique des résidus, et des travaux complémentaires sont recommandés afin d'affiner le modèle ainsi que la méthodologie proposée :

- Réaliser des essais de laboratoire sur des résidus présentant une variabilité dans la répartition du potentiel neutralisant. En effet, le PN des résidus LaRonde étudiés était partagé à environ 50 % entre la calcite et l'ankérite. L'étude de l'effet de cette répartition pourrait confirmer les extrapolations numériques indiquant que la calcite seule peut maintenir un pH proche de la neutralité jusqu'à épuisement, contrairement à l'ankérite;
- Réaliser des essais de laboratoire sur des résidus contenant des minéraux différents, comme de la pyrrhotite (effet du potentiel acidifiant) ou de la dolomite (effet du potentiel neutralisant). L'effet des coefficients du taux de réaction est aussi à évaluer;
- Réaliser des essais de laboratoire en utilisant une fréquence de rinçage plus élevée afin d'évaluer l'effet de la fréquence de rinçage sur le temps critique des résidus exposés;
- Réaliser des cellules de terrain afin d'évaluer la profondeur active d'oxydation et son évolution en fonction des paramètres de dépôt, des propriétés des résidus et des conditions climatiques d'exposition. Ces essais pourraient également permettre de déterminer l'évolution de la qualité de l'eau ainsi que les mouvements dans la pile de résidus et en surface (ruissellement);
- Les simulations SEEP/W et CTRAN/W réalisées en 1D au cours de ce projet devraient idéalement être effectuées en 2D. En effet, la calibration en 1D ne tenait pas compte de l'effet de pente affectant les mesures de la station N3 du parc. De plus, l'hétérogénéité des matériaux et l'effet d'échelle n'étaient pas pris en compte. Ces simulations pourraient être combinées à des cellules de terrain en 2D, voire en 3D, mesurant les flux d'oxygène et les degrés de saturation, afin de mieux comprendre l'évolution de ces paramètres au fur et à mesure de l'avancement du dépôt;

- Un coefficient de taux de réaction des résidus de $K_r = 1000 \text{ an}^{-1}$ a été introduit dans le modèle, bien qu'il ne reflète pas celui des résidus désulfurés de la mine Éléonore. Des études complémentaires sont nécessaires afin d'évaluer l'influence des paramètres ayant un impact direct sur la valeur de K_r , comme la granulométrie et minéralogie, sur les flux d'oxygène;
- Des analyses quantitatives complémentaires sur la variabilité des temps d'exposition serviraient à élaborer des abaques et des méthodes visant à optimiser le dépôt, notamment en intégrant la géométrie des parcs à résidus, du début du projet jusqu'à la restauration finale. Ces analyses devraient s'appuyer sur les données de plusieurs sites afin d'évaluer l'influence des paramètres spécifiques à chacun, dans une perspective d'amélioration globale des pratiques de dépôt des résidus filtrés réactifs;
- Des mesures d'atténuation doivent être développées, notamment pour protéger les pentes des parcs à résidus qui sont exposées à l'avancement du dépôt. Par exemple, le mélange de résidus ne présentant pas un temps critique suffisant avec matériau présentant un PN élevé ou encore l'utilisation de recouvrements de type géomembranes pour réduire des flux d'oxygène. L'évaluation de l'efficacité des mesures d'atténuation est recommandée;
- La mise en place d'un suivi de la minéralogie des résidus et de l'évolution du PN dans le temps est fortement recommandée afin de minimiser les risques liés à la variabilité minéralogique au cours du dépôt. Une variation non contrôlée du PN et/ou de la proportion de calcite dans les résidus entraînerait une hétérogénéité du temps critique dans un parc à résidus.

RÉFÉRENCES

- Aachib, M., Mbonimpa, M., & Aubertin, M. (2004). Measurement and prediction of the oxygen diffusion coefficient in unsaturated media, with applications to soil covers. *Water, air, soil pollution*, 156(1), 163-193.
- Aghazamani, N., Scalia, J., & Bareither, C. A. (2024). Effect of placement water content and dry density on water retention behaviour of filtered tailings. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, 38(3), 214-235. <https://doi.org/10.1080/17480930.2023.2260592>
- Al Saffar, I. Q., & Ezzat, A. W. (2020). Probabilistic risk assessment of typical process plant using event tree and fault tree analysis. *Mech Eng Res Develop*, 43, 465-477.
- Albright, W., Benson, C., & Waugh, W. (2010). *Water balance covers for waste containment: Principles and practice*.
- Ali, S., Islam, A., Mishra, P., & Sikka, A. K. (2016). Green-Ampt approximations: A comprehensive analysis. *Journal of Hydrology*, 535, 340-355.
- Alpers, C. N. (1994). *Environmental geochemistry of sulfide oxidation*. American Chemical Society.
- Amoah, N., Dressel, W., & Fourie, A. B. (2018). *Characterisation of unsaturated geotechnical properties of filtered magnetite tailings in a dry stack facility* PASTE 2018: Proceedings of the 21st International Seminar on Paste and Thickened Tailings (p. 375-388). https://doi.org/10.36487/ACG_rep/1805_31_Amoah
- Amos, R. T., Blowes, D. W., Bailey, B. L., Sego, D. C., Smith, L., & Ritchie, A. I. M. (2015). Waste-rock hydrogeology and geochemistry. *Applied Geochemistry*, 57, 140-156.
- Anawar, H. M. (2015). Sustainable rehabilitation of mining waste and acid mine drainage using geochemistry, mine type, mineralogy, texture, ore extraction and climate knowledge. *Journal of environmental management*, 158, 111-121. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.04.045>
- ASTM-D2487. (2020). *Standard Practice for Classification of Soils for Engineering Purposes (Unified Soil Classification System)* ASTM International.
- ASTM-D4874. (2014). *Standard Test Method for Leaching Solid Material in a Column Apparatus*. ASTM International.
- ASTM-D5550. (2014). *Standard Test Method for Specific Gravity of Soil Solids by Gas Pycnometer*. ASTM International.
- ASTM-D5744. (2013). *Standard Test Method for Laboratory Weathering of Solid Materials Using a Humidity Cell*. ASTM International.
- ASTM-D6836. (2016). *Standard test methods for determination of the soil water characteristic curve for desorption using a hanging column, pressure extractor, chilled mirror hygrometer, and/or centrifuge*. ASTM International.
- ASTM-D6913. (2021). *Standard Test Methods for Particle-Size Distribution (Gradation) of Soils Using Sieve Analysis*. ASTM International.

- ASTM-D7928. (2021). *Standard Test Method for Particle-Size Distribution (Gradation) of Fine-Grained Soils Using the Sedimentation (Hydrometer) Analysis*. ASTM International.
- Aubé, B. C., St-Arnaud, L. C., Payant, S. C., & Yanful, E. K. (1995). *Laboratory evaluation of the effectiveness of water covers for preventing acid generation from pyritic rock*. Proceedings of Sudbury (vol. 95, p. 495-504).
- Aubertin, M., Aachib, M., & Authier, K. (2000). Evaluation of diffusive gas flux through covers with a GCL. *Geotextiles and Geomembranes*, 18(2-4), 215-233.
- Aubertin, M., Aachib, M., Monzon, M., Joanes, A., Bussière, B., & Chapuis, R. P. (1999). *Étude de laboratoire sur l'efficacité de recouvrements construits à partir de résidus miniers*. NEDEM/MEND <https://mend-nedem.org/category/uncategorized/>
- Aubertin, M., & Bussière, B. (2001). *Meeting Environmental for Challenges for Mine Waste Management* GEOTECHNICAL NEWS, Vancouver (vol. 19, p. 21-28).
- Aubertin, M., Bussière, B., & Bernier, L. (2002). *Environnement et gestion des rejets miniers (CD-ROM)*. Presses Internationales Polytechnique, Montréal.
- Aubertin, M., Bussière, B., Bernier, L., Chapuis, R. P., Julien, M., Belem, T., . . . Li, L. (2002). *La gestion des rejets miniers dans un contexte de développement durable et de protection de l'environnement* Congrès annuel de la Société canadienne de génie civil (p. 5-8).
- Aubertin, M., Bussière, B., & Chapuis, R. P. (1996). Hydraulic conductivity of homogenized tailings from hard rock mines. *Canadian geotechnical journal*, 33(3), 470-482.
- Aubertin, M., Bussière, B., Monzon, M., Joanes, A., Gagnon, D., Barbera, J., . . . Bernier, L. (1999). *Étude sur les barrières sèches construites à partir des résidus miniers. Phase II: Essais en place*. NEDEM/MEND.
- Aubertin, M., Bussière, B., Pabst, T., James, M., & Mbonimpa, M. (2016). *Review of the Reclamation Techniques for Acid-Generating Mine Wastes upon Closure of Disposal Sites*.
- Aubertin, M., Bussière, B., & Zagury, G. (2011a). La gestion des rejets miniers au Québec. *Institut du nouveau monde , L'état du Québec*, 225-232.
- Aubertin, M., Bussière, B., & Zagury, G. J. (2011b). La gestion des rejets miniers au Québec. Dans M. Fahmy (édit.), *L'État du Québec 2011* (p. 225-233). Editions du Boreal.
- Aubertin, M., Chapuis, R. P., Aachib, M., Bussière, B., Ricard, J. F., & Tremblay, L. (1995). *Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers*. Ecole Polytechnique de Montréal, MEND Report 2.22. 2a.
- Aubertin, M., Fala, O., Molson, J., Gamache-Rochette, A., Lahmira, B., Martin, V., . . . Chouteau, M. (2005). *Évaluation du comportement hydrogéologique et géochimique des haldes à stériles*. Symposium Rouyn-Noranda: L'Environnement et les Mines (p. 15-18).
- Aubertin, M., Mbonimpa, M., Bussière, B., & Chapuis, R. P. (2003). A model to predict the water retention curve from basic geotechnical properties. *Canadian Geotechnical Journal*, 40, 1104-1122.
- Aubertin, M., Ricard, J. F., & Chapuis, R. P. (1998). A predictive model for the water retention curve: application to tailings from hard-rock mines. *Canadian Geotechnical Journal*, 35(1), 55-69.

- Auld, R. R., Myre, M., Mykytczuk, N. C. S., Leduc, L. G., & Merritt, T. J. S. (2013). Characterization of the microbial acid mine drainage microbial community using culturing and direct sequencing techniques. *Journal of Microbiological Methods*, 93(2), 108-115.
- Awoh, A. S., Mbonimpa, M., & Bussière, B. (2013). Determination of the reaction rate coefficient of sulphide mine tailings deposited under water. *Journal of environmental management*, 128, 1023-1032. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.06.037>
- Azam, S., & Li, Q. (2010). Tailings dam failures: a review of the last one hundred years. *Geotechnical news*, 28(4), 50-54.
- Barrera, S., & Riveros, C. (2006). *Stability of tailings beach slopes*. Proceedings of the Ninth International Seminar on Paste and Thickened Tailings (p. 169-179).
- Beck, H. E., McVicar, T. R., Vergopolan, N., Berg, A., Lutsko, N. J., Dufour, A., . . . Miralles, D. G. (2023). High-resolution (1 km) Köppen-Geiger maps for 1901–2099 based on constrained CMIP6 projections. *Scientific data*, 10(1), 724. <https://koppen.earth/>
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Dagenais, A. M., & Archambault, M. (2004). Kinetic tests comparison and interpretation for prediction of the Joutel tailings acid generation potential. *Environmental geology*, 46(8), 1086-1101. <https://doi.org/10.1007/s00254-004-1113-1>
- Benzaazoua, M., Fall, M., & Belem, T. (2004). A contribution to understanding the hardening process of cemented pastefill. *Minerals engineering*, 17(2), 141-152.
- Blight, G. E. (1997). Interactions between the atmosphere and the earth. *Géotechnique*, 47(4), 715-767.
- Blowes, D. W., & Jambor, J. (1990). The pore-water geochemistry and the mineralogy of the vadose zone of sulfide tailings, Waite Amulet, Quebec, Canada. *Applied geochemistry*, 5(3), 327-346. [https://doi.org/10.1016/0883-2927\(90\)90008-S](https://doi.org/10.1016/0883-2927(90)90008-S)
- Blowes, D. W., & Ptacek, C. J. (1994). Acid-neutralization mechanisms in inactive mine tailings. Dans J. L. Jambor, Blowes, D.W. (édit.), *The Environmental Geochemistry of Sulphide Mine Wastes* (vol. 22, p. 271-291). Mineralogical Association of Canada.
- Blowes, D. W., Ptacek, C. J., Jambor, J. L., & Weisener, C. G. (2003). The geochemistry of acid mine drainage. *Environmental Geochemistry - Treatise on geochemistry*, 9, 149-204.
- Blowes, D. W., Ptacek, C. J., Jambor, J. L., Weisener, C. G., Paktunc, D., Gould, W. D., & Johnson, D. B. (2014). 11.5 - The geochemistry of acid mine drainage. Dans H. D. Holland & K. K. T (édit.), *Treatise on geochemistry: Second edition* (vol. 11, p. 131-190).
- Blowes, D. W., Ptacek, C. J., & Jurjovec, J. (2003). Mill tailings: hydrogeology and geochemistry. *Environmental aspects of mine wastes*, 31, 95-116.
- Blowes, D. W., Reardon, E. J., Jambor, J. L., & Cherry, J. A. (1991). The formation and potential importance of cemented layers in inactive sulfide mine tailings. *Geochimica et cosmochimica acta*, 55(4), 965-978. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(91\)90155-X](https://doi.org/10.1016/0016-7037(91)90155-X)
- Boger, D. V. (2012). Personal perspective on paste and thickened tailings: a decade on. *Mining technology*, 121(1), 29-36.
- Bortnikova, S. B., Smolyakov, B. S., Sidenko, N. V., Kolonin, G. R., Bessonova, E. P., & Androsova, N. V. (2001). Geochemical consequences of acid mine drainage into a natural

- reservoir: inorganic precipitation and effects on plankton activity. *Journal of Geochemical Exploration*, 74(1-3), 127-139.
- Bossé, B., Bussière, B., Hakkou, R., Maqsoud, A., & Benzaazoua, M. (2015a). Field experimental cells to assess hydrogeological behaviour of store-and-release covers made with phosphate mine waste. *Canadian Geotechnical Journal*, 52(9), 1255-1269.
- Bossé, B., Bussière, B., Hakkou, R., Maqsoud, A., & Benzaazoua, M. (Septembre 20-23 2015b). *Influence of extreme events and hydrogeological properties on the release capacity of store-and-release covers in a semiarid climate* Proceedings of the Canadian Geotechnical Conference, GéoQuébec 2015, Québec, Canada.
- Boulanger-Martel, V. (2019). *Évaluation de la performance de recouvrements miniers pour contrôler le drainage minier acide en climat arctique*, Polytechnique Montréal.
- Boulanger-Martel, V., Bussière, B., & Côté, J. (2018). *Évaluation de modes de restauration pour le parc à résidus miniers de la mine Meadowbank*. Rouyn-Noranda 2018 Symposium on mines and the environment. Canadian Institut of Mining, Metallurgy and Petroleum, Rouyn-Noranda, Québec, Canada.
- Boulanger-Martel, V., Bussière, B., & Côté, J. (2020). Thermal behaviour and performance of two field experimental insulation covers to control sulfide oxidation at Meadowbank mine, Nunavut. *Canadian Geotechnical Journal*, 58(3), 427-440.
- Boulanger-Martel, V., Bussière, B., & Côté, J. (2021). Insulation Covers. Dans *Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage* (p. 203 - 224). Taylor & Francis Group.
- Boulanger-Martel, V., Bussière, B., Côté, J., & Mbonimpa, M. (2016). Influence of freeze-thaw cycles on the performance of covers with capillary barrier effects made of crushed rock-bentonite mixtures to control oxygen migration. *Canadian Geotechnical Journal*, 53(5), 753-764.
- Bouso Aragonés, J. L., & Renner Berry, P. (2005). *Application of Dewatering Screens in Tailings Filtration*. Proceedings of the International Seminar on Paste and Thickened Tailings (p. 147-162).
- Bouwer, H. (2002). Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. *Hydrogeology journal*, 10(1), 121-142.
- Bouzahzah, H. (2013). *Modification et amélioration des tests statiques et cinétiques pour une prédiction fiable du drainage minier acide* PhD Diss, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue. <https://depositum.ugat.ca/id/eprint/578>
- Bouzahzah, H., Benzaazoua, M., Bussière, B., & Plante, B. (2014a). Prediction of acid mine drainage: importance of mineralogy and the test protocols for static and kinetic tests. *Mine Water and the Environment*, 33(1), 54. <https://doi.org/10.1007/s10230-013-0249-1>
- Bouzahzah, H., Benzaazoua, M., Bussière, B., & Plante, B. (2014b). Revue de littérature détaillée sur les tests statiques et les essais cinétiques comme outils de prédiction du drainage minier acide. Dans *Environnement, Ingénierie Développement* (vol. 66, p. 14-31). HAL.
- Bouzahzah, H., Benzaazoua, M., Plante, B., & Bussière, B. (2015). A quantitative approach for the estimation of the “fizz rating” parameter in the acid-base accounting tests: A new

- adaptations of the Sobek test. *Journal of Geochemical Exploration*, 153, 53-65. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2015.03.003>
- Bowker, L. N., & Chambers, D. M. (2015). The risk, public liability, & economics of tailings storage facility failures. *Earthwork Act*, 1-56.
- Bowker, L. N., & Chambers, D. M. (2017). In the dark shadow of the supercycle tailings failure risk & public liability reach all time highs. *Environments*, 4(4), 75. <https://doi.org/doi.org/10.3390/environments4040075>
- Bréard-Lanoix, M. L. (2017). *Caractérisation des propriétés hydrogéologiques de la couche de contrôle des écoulements placée sur la halde à stériles expérimentale à la mine du lac Tio*, Ecole Polytechnique, Montreal (Canada).
- Bréard-Lanoix, M. L., Pabst, T., & Aubertin, M. (2020). Field determination of the hydraulic conductivity of a compacted sand layer controlling water flow on an experimental mine waste rock pile. *Hydrogeology Journal*, 28(4), 1503-1515.
- Brooks, R., & Corey, T. (1964). HYDRAU uc properties of porous media. *Hydrology Papers, Colorado State University*, 24, 37.
- Burritt, R. L., & Christ, K. L. (2018). Water risk in mining: Analysis of the Samarco dam failure. *Journal of cleaner production*, 178, 196-205. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.01.042>
- Bussière, B. (2007). Colloquium 2004: Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches. *Canadian Geotechnical Journal*, 44(9), 1019-1052. <https://doi.org/10.1139/T07-040>
- Bussière, B., Aubertin, M., Zagury, G. J., Potvin, R., & Benzaazoua, M. (2005). *Principaux défis et pistes de solution pour la restauration des aires d'entreposage de rejets miniers abandonnées*. Proceedings of the Symposium 2005 sur L'environnement et les Mines (p. 1-29).
- Bussière, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M., & Mbonimpa, M. (2004). A laboratory study of covers made of low-sulphide tailings to prevent acid mine drainage. *Environmental geology*, 45(5), 609-622.
- Bussière, B., Demers, I., Charron, P., & Bossé, B. (2017). *Analyse de risques et de vulnérabilités liés aux changements climatiques pour le secteur minier québécois* (Rapport final PU-2014-06-913). Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles du Québec.
- Bussière, B., & Guittonny, M. (2021). *Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage*. CRC Press.
- Byrne, P., Hudson-Edwards, K. A., Bird, G., Macklin, M. G., Brewer, P. A., Williams, R. D., & Jamieson, H. (2018). Water quality impacts and river system recovery following the 2014 Mount Polley mine tailings dam spill, British Columbia, Canada. *Applied Geochemistry*, 91, 64-74. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2018.01.012>
- Cacciuttolo, C., & Atencio, E. (2023). Dry stacking of filtered tailings for large-scale production rates over 100,000 metric tons per day: Envisioning the sustainable future of mine tailings storage facilities. *Minerals*, 13(11), 1445. <https://doi.org/doi.org/10.3390/min13111445>
- Cacciuttolo, C., & Marinovic, A. (2023). Experiences of Underground Mine Backfilling Using Mine Tailings Developed in the Andean Region of Peru: A Green Mining Solution to

- Reduce Socio-Environmental Impacts. *Sustainability*, 15(17), 12912. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/su151712912>
- Cacciuttolo, C., & Pérez Campomanes, G. (2022). Practical Experience of Filtered Tailings Technology in Chile and Peru: An Environmentally Friendly Solution. *Minerals*, 12(7), 889. <https://doi.org/10.3390/min12070889>
- Cai, G., Zhou, A., & Sheng, D. (2014). Permeability function for unsaturated soils with different initial densities. *Canadian Geotechnical Journal*, 51(12), 1456-1467.
- Canada, R. N. (2022). *Rapport sur la performance du secteur minier 2011-2020*. Groupe de travail intergouvernemental sur l'industrie minière. <https://ressources-naturelles.canada.ca/mineraux-exploitation-mini%C3%A8re/donnees-statistiques-analyses-exploitation-mini%C3%A8re/publications-mineraux-exploitation-mini%C3%A8re/rapport-performance-secteur-minier>
- Carman, P. C. (1956). Flow of gases through porous media. *Academic Press, Inc., New York*.
- Carneiro, A., & Fourie, A. B. (2020). Assessing the impacts of uncertain future closure costs when evaluating strategies for tailings management. *Journal of Cleaner Production*, 247, 119173.
- Čepin, M. (2011). Event tree analysis. Dans *Assessment of Power System Reliability: Methods and Applications* (p. 89-99). Springer.
- Chai-Onn, M. (2023). *Effets des conditions climatiques sur le comportement hydrogéologique d'un parc à résidus filtrés*, Polytechnique Montréal. <https://publications.polymtl.ca/57097/>
- Chambers, D. M., & Higman, B. (2011). *Long term risks of tailings dam failure* (1).
- Charron, I. (2016). *Guide sur les scénarios climatiques : Utilisation de l'information climatique pour guider la recherche et la prise de décision en matière d'adaptation*. Ouranos.
- Chevalier, C., Chai-Onn, M., & Demers, I. (Unpublished results). Influence of climate and deposition parameters on acid mine drainage risks from filtered tailings facilities. *Manuscript submitted*.
- Chevalier, C., & Pabst, T. (2023). *Effect of the degree of saturation and mineralogy on acid generation critical time* GeoSaskatoon, Saskatoon, SK, Canada.
- Chevalier, C., Pabst, T., & Demers, I. (Unpublished results). Prediction of the acid generating critical time of filtered tailings as a function of the degree of saturation and mineral content. *Manuscript submitted*.
- Chopard, A., Benzaazoua, M., Plante, B., Bouzahzah, H., & Marion, P. (2015). *Kinetic tests to evaluate the relative oxidation rates of various sulfides and sulfosalts* ICARDS 10, Santiago, Chile.
- Chopard, A., Plante, B., Benzaazoua, M., Bouzahzah, H., & Marion, P. (2017). Geochemical investigation of the galvanic effects during oxidation of pyrite and base-metals sulfides. *Chemosphere*, 166, 281-291. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.129>
- Chryss, A., Fourie, A. B., Monch, A., Nairn, D., & Seddon, K. D. (2012). Towards an integrated approach to tailings management. *Journal of the Southern African Institute of Mining Metallurgy*, 112(11), 965-969.

- Collin, M. (1987). *Mathematical modeling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings. Licenciata Treatise*, Royal Institute of Technology.
- Collin, M., & Rasmuson, A. (1988). A comparison of gas diffusivity models for unsaturated porous media. *Soil Science Society of America Journal*, 52(6), 1559-1565. <https://doi.org/10.2136/sssaj1988.03615995005200060007x>
- Company, R. C. (2008). *Filtered Tailings Dry Stacks Current State of Practice Final Report*.
- Condon, P. D., & Lear, K. G. (2006). *Geochemical and geotechnical characteristics of filter-pressed tailings at the Greens Creek Mine, Admiralty Island, Alaska*. 7th International Conference on Acid Roc Drainage (ICARD), St. Louis MO. RI Barnhisel (ed.) American Society of Mining and Reclamation, Lexington, KY.
- Coulombe, V. (2012). *Performance de recouvrements isolants partiels pour contrôler l'oxydation de résidus miniers sulfureux*, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.
- Cui, Y.-J., & Zornberg, J. G. (2008). Water balance and evapotranspiration monitoring in geotechnical and geoenvironmental engineering. *Geotechnical Geological Engineering*, 26(6), 783-798.
- Dagenais, A. M., Aubertin, M., & Bussière, B. (2006). *Parametric study on the water content profiles and oxidation rates in nearly saturated tailings above the water table*. Proceedings of the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD) (vol. 2630, p. 405420).
- Dagenais, A. M., Aubertin, M., Bussière, B., & Martin, V. (2005). Large scale applications of covers with capillary barrier effects to control the production of acid mine drainage. *Proceedings of post-mining*, 16-17.
- Daliri, F., Kim, H., Simms, P., & Sivathayalan, S. (2014). Impact of desiccation on monotonic and cyclic shear strength of thickened gold tailings. *Journal of Geotechnical Geoenvironmental engineering*, 140(9), 04014048.
- Davies, M. (2011). *Filtered dry stacked tailings : the fundamentals*. Proceedings tailings and mine waste, Vancouver, BC, Canada. <https://doi.org/10.14288/1.0107683>
- Davies, M., & Rice, S. (2001). *An alternative to conventional tailing management—"dry stack" filtered tailings*. proceedings of Tailings and Mine Waste (vol. 1).
- De Larrard, F. (2000). *Structures granulaires et formulation des bétons*. Laboratoire central des ponts et chaussées.
- Delleur, J. W. (1999). *The handbook of groundwater engineering*. CRC press.
- Demers, I., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., Bouda, M., Bois, D., & Gagnon, M. (2015). Valorisation of acid mine drainage treatment sludge as remediation component to control acid generation from mine wastes, part 1: Material characterization and laboratory kinetic testing. *Minerals Engineering*, 76, 109-116. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2014.10.015>
- Demers, I., Bouda, M., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., Bois, D., & Gagnon, M. (2015). Valorization of acid mine drainage treatment sludge as remediation component to control acid generation from mine wastes, part 2: Field experimentation. *Minerals Engineering*, 76, 117-125. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2014.10.020>

- Demers, I., Molson, J., Bussière, B., & Laflamme, D. (2013). Numerical modeling of contaminated neutral drainage from a waste-rock field test cell. *Applied geochemistry*, 33, 346-356. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2013.02.025>
- Demers, I., & Pabst, T. (2021). Covers with Capillary Barrier Effects. Dans *Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage* (p. 167 - 186). Taylor & Francis Group.
- Deschamps, T., Benzaazoua, M., Bussière, B., Aubertin, M., & Belem, T. (2008). Microstructural and geochemical evolution of paste tailings in surface disposal conditions. *Minerals engineering*, 21(4), 341-353.
- Diaz, A., Ahmed, I., Kerry, P., Corrigan, P., & Stewart, F. (2023). *Filtered tailings plant design at Krumovgrad Mine*. Paste 2023: Proceedings of the 25th International Conference on Paste, Thickened and Filtered Tailings (p. 316-323).
- Dirksen, C., & Dasberg, S. (1993). Improved calibration of time domain reflectometry soil water content measurements. *Soil Science Society of America Journal*, 57(3), 660-667.
- Dobchuk, B., Nichol, C., Wilson, G. W., & Aubertin, M. (2013). Evaluation of a single-layer desulphurized tailings cover. *Canadian Geotechnical Journal*, 50(7), 777-792.
- Dold, B. (Agosto – Septiembre 2005). *Basic Concepts of Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Waste XXIV Curso Latinoamericano de Metalogenia* (UNESCO-SEG) Lima, Perú (vol. 22, p. 1-36).
- Dold, B. (2008). Sustainability in metal mining: from exploration, over processing to mine waste management. *Reviews in Environmental Science bio/technology*, 7(4), 275-285.
- Dold, B., & Fontboté, L. (2002). A mineralogical and geochemical study of element mobility in sulfide mine tailings of Fe oxide Cu–Au deposits from the Punta del Cobre belt, northern Chile. *Chemical Geology*, 189(3-4), 135-163.
- Dold, B., Wade, C., & Fontboté, L. (2009). Water management for acid mine drainage control at the polymetallic Zn–Pb–(Ag–Bi–Cu) deposit Cerro de Pasco, Peru. *Journal of Geochemical Exploration*, 100(2-3), 133-141.
- Dubuc, J. (2018). *Étude du comportement hydrogéologique d'une couche de contrôle des écoulements placée à la surface d'une halde à stériles expérimentale*, Ecole Polytechnique, Montreal (Canada).
- East, D., & Fernandez, R. (2020). Managing water to minimize risk in tailings storage facility design, construction, and operation. *Mine Water and the Environment*, 40(1), 36-41.
- Elberling, B. (2005). Temperature and oxygen control on pyrite oxidation in frozen mine tailings. *Cold Regions Science Technology*, 41(2), 121-133.
- Elberling, B., Nicholson, R. V., Reardon, E. J., & Tibble, R. (1994). Evaluation of sulphide oxidation rates: a laboratory study comparing oxygen fluxes and rates of oxidation product release. *Canadian Geotechnical Journal*, 31(3), 375-383.
- Elghali, A. (2018). *Effet de la libération minérale et des oxy-hydroxydes de fer sur le comportement géochimique des rejets miniers sulfureux* PhD Diss, Ecole Polytechnique de Montreal.

- Elghali, A., Benzaazoua, M., Bouzahzah, H., Bussière, B., & Villarraga-Gómez, H. (2018). Determination of the available acid-generating potential of waste rock, part I: Mineralogical approach. *Applied Geochemistry*, 99, 31-41.
- Elghali, A., Benzaazoua, M., Bussière, B., & Bouzahzah, H. (2019). Determination of the available acid-generating potential of waste rock, part II: Waste management involvement. *Applied geochemistry*, 100, 316-325.
- Elghali, A., Benzaazoua, M., Taha, Y., Amar, H., Ait-khouia, Y., Bouzahzah, H., & Hakkou, R. (2023). Prediction of acid mine drainage: Where we are? *Earth-Science Reviews*, 241. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2023.104421>
- Erguler, Z. A., & Erguler, G. K. (2015). The effect of particle size on acid mine drainage generation: Kinetic column tests. *Minerals engineering*, 76, 154-167. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2014.10.002>
- Ethier, M. P., Bussière, B., Aubertin, M., Maqsoud, A., Demers, I., & Lacroix, R. (2013). *In situ evaluation of the elevated water table technique combined with a monolayer cover on reactive tailings: monitoring strategy and preliminary results*. 66th Canadian Geotechnical Conference & 11th Joint CGS/IAH-CNC Groundwater Conference, Montréal (Québec), Canada (p. 9).
- Fall, M., Célestin, J. C., Pokharel, M., & Touré, M. (2010). A contribution to understanding the effects of curing temperature on the mechanical properties of mine cemented tailings backfill. *Engineering Geology*, 114(3-4), 397-413.
- Forget, B., Rollin, A. L., & Jacquelin, T. (2005). *Lessons learned from 10 years of leak detection surveys on geomembranes*. Proceedings of the 10th International Waste Management and Landfill Symposium (p. 3-7).
- Frau, F., Medas, D., Da Pelo, S., Wanty, R. B., & Cidu, R. (2015). Environmental effects on the aquatic system and metal discharge to the mediterranean sea from a near-neutral zinc-ferrous sulfate mine drainage. *Water, Air, Soil Pollution*, 226(3), 1-17.
- Fredlund, D. G. (2006). Unsaturated soil mechanics in engineering practice. *Journal of geotechnical geoenvironmental engineering*, 132(3), 286-321.
- Fredlund, D. G., & Xing, A. (1994). Equations for the soil-water characteristic curve. *Canadian geotechnical journal*, 31(4), 521-532.
- Frostad, S. R., Price, W. A., & Bent, H. (May 25th-28th 2003). *Operational NP determination—accounting for iron manganese carbonates and developing a site-specific fizz rating* Mining and the environment, Sudbury, ON, Canada (vol. 2, p. 231-237).
- Furnell, E., Bilaniuk, K., Goldbaum, M., Shoaib, M., Wani, O., Tian, X., . . . Bobicki, E. R. (2022). Dewatered and stacked mine tailings: a review. *ACS ES&T Engineering*, 2(5), 728-745.
- Gallipoli, D., Wheeler, S. J., & Karstunen, M. (2003). Modelling the variation of degree of saturation in a deformable unsaturated soil. *Géotechnique*, 53(1), 105-112.
- Gardner, W. R. (1958). Some steady-state solutions of the unsaturated moisture flow equation with application to evaporation from a water table. *Soil science*, 85(4), 228-232.

- Genty, T. (2012). *Comportement hydro-bio-géo-chimique de systèmes passifs de traitement du drainage minier acide fortement contaminé en fer*, Université du Québec en Abitibi-Temiscamingue (Canada). <https://depositum.uqat.ca/id/eprint/269>.
- GeoStudio. (2016). *Suite GeoStudio [Logiciel]*. Geo-Slope International Ltd., Calgary, Alberta, Canada.
- GeoStudio. (2021). *Suite GeoStudio [Logiciel]*. Seequent Ltd., Calgary, Alberta, Canada.
- GISTM. (2020). *Global Industry Standard on Tailings Management*. <https://globaltailingsreview.org/wp-content/uploads/2020/08/global-industry-standard-on-tailings-management.pdf>
- Gomes, R. B., De Tomi, G., & Assis, P. S. (2016). Iron ore tailings dry stacking in Pau Branco mine, Brazil. *Journal of Materials Research Technology*, 5(4), 339-344.
- Green, W. H., & Ampt, G. A. (1911). Studies on Soil Physics. *The Journal of Agricultural Science*, 4(1), 1-24.
- Guay, C., Minville, M., & Braun, M. (2015). A global portrait of hydrological changes at the 2050 horizon for the province of Québec. *Canadian Water Resources Journal/Revue canadienne des ressources hydriques*, 40(3), 285-302.
- Gunson, A. J., Klein, B., Veiga, M., & Dunbar, S. (2012). Reducing mine water requirements. *Journal of Cleaner Production*, 21(1), 71-82.
- Gutierrez, G. J. R., & Oldecop, L. A. (2021). *Test plot study of a tailings stack final cover prototype*. MATEC Web of Conferences (vol. 337, p. 04006).
- Hahn, J. (2019). *Tailings dewatering with increased filtration rates and lowest filter cake moisture for filtered tailings stacking*. Proceedings of the 22nd International Conference on Paste, Thickened and Filtered Tailings (p. 245-257). https://doi.org/10.36487/ACG_rep/1910_16_Hahn
- Hakkou, R., Benzaazoua, M., & Bussière, B. (2008). Acid mine drainage at the abandoned Kettara mine (Morocco): 2. Mine waste geochemical behavior. *Mine Water the Environment*, 27(3), 160-170.
- Hazen, A. (1911). Discussion: Dams on sand foundations. *Transactions, American Society of Civil Engineers*, 73(11).
- Healy, R. W. (2010). *Estimating groundwater recharge*. Cambridge university press.
- Hillel, D. (1998). *Environmental soil physics*. Environmental soil physics, Academic Press, -.
- Hillel, D. (2004). *Introduction to environmental soil physics*. Amsterdam, Boston: Elsevier Academic Press.
- Hillel, D., & Hatfield, J. L. (2005). *Encyclopedia of Soils in the Environment* (vol. 3). Elsevier Amsterdam, The Netherlands:.
- Hoffmann, M. R., Faust, B. C., Panda, F. A., Koo, H. H., & Tsuchiya, H. M. (1981). Kinetics of the removal of iron pyrite from coal by microbial catalysis. *Applied Environmental Microbiology*, 42(2), 259-271. <https://doi.org/10.1128/aem.42.2.259-271.1981>

- Hogg, C. S. (2010). *Filtered tailings in Western Australian iron ore projects—comparison of filtered tailings with other tailings disposal methods*. Proceedings of the First International Seminar on the Reduction of Risk in the Management of Tailings and Mine Waste (p. 463-472).
- Hogsden, K. L., & Harding, J. S. (2012). Consequences of acid mine drainage for the structure and function of benthic stream communities: a review. *Freshwater Science*, 31(1), 108-120.
- Hong, E.-S., Lee, I.-M., Shin, H.-S., Nam, S.-W., & Kong, J.-S. (2009). Quantitative risk evaluation based on event tree analysis technique: Application to the design of shield TBM. *Tunnelling Underground Space Technology*, 24(3), 269-277.
- Hotton, G. (2019). *Influence des changements climatiques sur la performance de couverture à effets de barrière capillaire: étude du cas Lorraine*, Ecole Polytechnique, Montreal (Canada).
- Jalce, A., Pelletier, C., & Robet, J. (2019). *Preliminary laboratory characterisation and in-situ investigation of filtered tailings from the Éléonore mine*. Research Institute on Mines and Environment (RIME).
- Jambor, J. L. (1994). Mineralogy of sulfide-rich tailings and their oxidation products. *The environmental geochemistry of sulfide mine-wastes*, 59, 102.
- Jambor, J. L. (2000). The relationship of mineralogy to acid-and neutralization-potential values in ARD. *Environmental mineralogy: Microbial interactions, anthropogenic influences, contaminated land waste management*, 9, 141-160.
- Jambor, J. L., Dutrizac, J., Groat, L., & Raudsepp, M. (2002). Static tests of neutralization potentials of silicate and aluminosilicate minerals. *Environmental Geology*, 43, 1-17. <https://doi.org/10.1007/s00254-002-0615-y>
- James, M. (2009). *The use of waste rock inclusions to control the effects of liquefaction in tailings impoundments*, Ecole Polytechnique de Montréal.
- Jamieson, H. E., Walker, S. R., & Parsons, M. B. (2015). Mineralogical characterization of mine waste. *Applied Geochemistry*, 57, 85-105. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.12.014>
- Jing, X., Chen, Y., Xie, D., Williams, D. J., Wu, S., Wang, W., & Yin, T. (2019). The effect of grain size on the hydrodynamics of mudflow surge from a tailings dam-break. *Applied Sciences*, 9(12), 2474.
- Jurjovec, J., Blowes, D. W., Ptacek, C. J., & Mayer, K. U. (2004). Multicomponent reactive transport modeling of acid neutralization reactions in mine tailings. *Water resources research*, 40(11). <https://doi.org/10.1029/2003WR002233>
- Kalonji-Kabambi, A., Bussière, B., & Demers, I. (2017). Hydrogeological behaviour of covers with capillary barrier effects made of mining materials. *Geotechnical Geological Engineering*, 35(3), 1199-1220.
- Kalonji-Kabambi, A., Bussière, B., & Demers, I. (2020). Hydrogeochemical behavior of reclaimed highly reactive tailings, Part 1: Characterization of reclamation materials. *Minerals*, 10(7), 596.

- Kalonji-Kabambi, A., Demers, I., & Bussière, B. (2020). Reactive transport modeling of the geochemical behavior of highly reactive tailings in different environmental conditions. *Applied Geochemistry*, 122(104761). <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2020.104761>
- Kaswalder, F., Cavalli, D., Hawkey, A., & Paglianti, A. (2018). *Tailings dewatering by pressure filtration: process optimisation and design criteria*. Proceedings of the 21st International Seminar on Paste and Thickened Tailings (p. 427-438).
- Kaswalder, F., Fritzke, I., Cavalli, D., & Bassi, A. (2020). *High capacity dewatering plants*. 23rd International Conference on Paste, Thickened and Filtered Tailings-PASTE 2020.
- Keith, C. N., & Vaughan, D. J. (2000). Mechanisms and rates of sulphide oxidation in relation to the problems of acid rock (mine) drainage. *Environmental mineralogy: microbial interactions, anthropogenic influences, contaminated land waste management. The Mineralogical Society Series*, 9, 117-140.
- Kelly, D. P., & Wood, A. P. (2000). Reclassification of some species of *Thiobacillus* to the newly designated genera *Acidithiobacillus* gen. nov., *Halothiobacillus* gen. nov. and *Thermithiobacillus* gen. nov. *International journal of systematic evolutionary microbiology*, 50(2), 511-516.
- Khire, M. V., Benson, C. H., & Bosscher, P. J. (2000). Capillary barriers: Design variables and water balance. *Journal of Geotechnical Geoenvironmental Engineering*, 126(8), 695-708.
- Khorasanipour, M. (2015). Environmental mineralogy of Cu-porphyry mine tailings, a case study of semi-arid climate conditions, Sarcheshmeh mine, SE Iran. *Journal of Geochemical Exploration*, 153, 40-52.
- Kim, H., & Benson, C. H. (1999). *Oxygen transport through multilayer composite caps over mine waste*. Proc. Sudbury (p. 183-192).
- Kim, H., & Benson, C. H. (2004). Contributions of advective and diffusive oxygen transport through multilayer composite caps over mine waste. *Journal of Contaminant Hydrology*, 71(1-4), 193-218.
- Kirkham, M. B. (2014). *Principles of soil and plant water relations*. Academic Press.
- Kleinmann, R. L. P., Crera, D., & Pacelli, R. R. (1980). The Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation. *Mining Engineering*, 33, 300-306.
- Klug, R., & Schwarz, N. (2019). *Dewatering tailings: rapid water recovery by use of centrifuges*. Proceedings of the 22nd International Conference on Paste, Thickened and Filtered Tailings (p. 369-383).
- Klute, A. (1986). Water retention: laboratory methods. *Methods of soil analysis: Part 1 Physical mineralogical methods*, 5, 635-662.
- Kollias, K., Godelitsas, A., Astilleros, J. M., Ladas, S., Lagoyannis, A., & Mavromoustakos, T. (2021). Dissolution and sorption mechanisms at the aluminosilicate and carbonate mineral-AMD (Acid Mine Drainage) interface. *Applied Geochemistry*, 131, 105027. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2021.105027>
- Kossoff, D., Dubbin, W. E., Alfredsson, M., Edwards, S., J, Macklin, M. G., & Hudson-Edwards, K. A. (2014). Mine tailings dams: characteristics, failure, environmental impacts, and remediation. *Applied Geochemistry*, 51, 229-245.

- Kovács, G. (1981). *Seepage hydraulics*. Elsevier Science Publishers, Amsterdam.
- Kwan, K., Dawson, R., Boese, C., & Churcher, D. (2011). *Design of the Eldorado Gold Efemçukuru filtered tailings facility* Tailings and Mine Waste Conference, Vancouver, BC. <https://doi.org/10.14288/1.0107743>
- Lacasse, S. (2015). *Hazard, risk and reliability in geotechnical practice*. 55th Rankine Lecture, London. https://www.youtube.com/watch?v=c_t44xzUwTQ
- Lacasse, S. (2016). *Hazard, reliability and risk assessment-research and practice for increased safety*. Proceedings of the 17th Nordic Geotechnical Meeting.
- Lacasse, S., & Höeg, K. (2019). *Reliability and risk approach for design and safety evaluation of dams Approche fiabiliste pour la conception et l'évaluation de la sécurité des barrages*. International Society for Soil Mechanics and Geotechnical Engineering.
- Lacasse, S., & Nadim, F. (2009). Landslide risk assessment and mitigation strategy. Dans *Landslides-disaster risk reduction* (p. 31-61). Springer.
- Lacasse, S., Nadim, F., Liu, Z., Eidsvig, U., Le, T. M. H., & Lin, C. G. (2019). *Risk assessment and dams-Recent developments and applications*. Proceedings of the XVII ECSMGE 2019: Geotechnical Engineering foundation of the future: European Conference on Soil Mechanics and Geotechnical Engineering.
- Lal, R., & Shukla, M. K. (2004). *Principles of soil physics*. CRC Press.
- Lara, J. L., Pornillos, E. U., & Muñoz, H. E. (2013). *Geotechnical-geochemical and operational considerations for the application of dry stacking tailings deposits-state-of-the-art*. Proceedings of the 16th International Seminar on Paste and Thickened Tailings, Australian Centre for Geomechanics, Perth (p. 249-260).
- Lawrence, R., & Wang, Y. (1997). *Determination of neutralization potential in the prediction of acid rock drainage*. 4th International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, Canada (p. 449-464).
- Lawrence, R. W., & Scheske, M. (1997). A method to calculate the neutralization potential of mining wastes. *Environmental Geology*, 32(2), 100-106. <https://doi.org/10.1007/s002540050198>
- Leblanc, C. (2019). L'acceptabilité sociale : du concept à l'enjeu pour l'industrie. *Ressources Mines et Industrie*, 6(1), 48 - 52. https://www.mrnf.gouv.qc.ca/documents/ministere/acceptabilite-sociale/ART_concept-enjeu-industrie.pdf
- Leduc, D., Leduc, L. G., & Ferroni, G. D. (2002). Quantification of bacterial populations indigenous to acidic drainage streams. *Water, Air and Soil Pollution*, 135(1), 1-21. <https://doi.org/10.1023/A:1014778301817>
- Leduc, L. G., & Ferroni, G. D. (1994). The chemolithotrophic bacterium *Thiobacillus ferrooxidans*. *FEMS microbiology reviews*, 14(2), 103-119.
- Leduc, M., Mailhot, A., Frigon, A., Martel, J.-L., Ludwig, R., Brietzke, G. B., . . . Braun, M. (2019). The ClimEx project: a 50-member ensemble of climate change projections at 12-km resolution over Europe and northeastern North America with the Canadian Regional Climate Model (CRCM5). *Journal of Applied Meteorology Climatology*, 58(4), 663-693.

- Li, S., Chen, Q., & Wang, X. (2016). Superiority of filtered tailings storage facility to conventional tailings impoundment in southern rainy regions of China. *Sustainability*, 8(11), 1130.
- Lichtner, P. C. (1996). Continuum formulation of multicomponent-multiphase reactive transport. Dans *Reactive Transport in Porous Media* (vol. 34, p. 1-82). De Gruyter.
- Lindsay, M. B. J., Condon, P. D., Jambor, J. L., Lear, K. G., Blowes, D. W., & Ptacek, C. J. (2009). Mineralogical, geochemical, and microbial investigation of a sulfide-rich tailings deposit characterized by neutral drainage. *Applied Geochemistry*, 24(12), 2212-2221.
- Lindsay, M. B. J., Moncur, M. C., Bain, J. G., Jambor, J. L., Ptacek, C. J., & Blowes, D. W. (2015). Geochemical and mineralogical aspects of sulfide mine tailings. *Applied Geochemistry*, 57, 157-177. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2015.01.009>
- Liu, R., Liu, J., Zhang, Z., Borthwick, A., & Zhang, K. (2015). Accidental water pollution risk analysis of mine tailings ponds in Guanting reservoir watershed, Zhangjiakou city, China. *International journal of Environmental Research and Public Health*, 12(12), 15269-15284. <https://doi.org/10.3390/ijerph121214983>
- Lopes, R., Bahia, R., Jefferies, M., & Oliveira, M. (2015). *Upstream stacking of thickened tailings at Neves Corvo*. Proceedings of the 18th International Seminar on Paste and Thickened Tailings (p. 521-534).
- Lottermoser, B. G. (2010). Sulfidic mine wastes. Dans *Mine wastes : Characterisation, Treatment and Environmental Impacts* (3^e éd., p. 43-117). Springer Berlin, Heidelberg.
- Lu, N., & Likos, W. J. (2004). Unsaturated soil mechanics, . *John Wiley&Sons Inc., Hoboken, USA*.
- Lupo, J., & Hall, J. (2010). *Dry stack tailings—design considerations* Proceedings Fourteenth International Conference on Tailings and Mine Waste, Vail, USA (p. 327-334).
- Lyu, Z., Chai, J., Xu, Z., Qin, Y., & Cao, J. (2019). A comprehensive review on reasons for tailings dam failures based on case history. *Advances in Civil Engineering*, 2019(1), 4159306. <https://doi.org/10.1155/2019/4159306>
- Madejón, P., Caro-Moreno, D., Navarro-Fernández, C. M., Rossini-Oliva, S., & Marañón, T. (2021). Rehabilitation of waste rock piles: Impact of acid drainage on potential toxicity by trace elements in plants and soil. *Journal of Environmental Management*, 280, 111848.
- Maest, A. S., & Nordstrom, D. K. (2017). A geochemical examination of humidity cell tests. *Applied Geochemistry*, 81, 109-131. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.03.016>
- Mahrt, L., & Ek, M. (1984). The influence of atmospheric stability on potential evaporation. *Journal of Applied Meteorology Climatology*, 23(2), 222-234.
- Mailhot, A., Duchesne, S., Caya, D., & Talbot, G. (2007). Assessment of future change in intensity–duration–frequency (IDF) curves for Southern Quebec using the Canadian Regional Climate Model (CRCM). *Journal of hydrology*, 347(1-2), 197-210.
- Maqsoud, A., Bussière, B., & Aubertin, M. (2002). *L'hystérésis de sols non saturés utilisés dans les couvertures avec effets de barrière capillaire* In Proceedings of the 55th Canadian Geotechnical Conference and 3rd joint IAH-CNC/CGS Conferences, Niagara Falls, ON.

- Maqsoud, A., Bussière, B., Aubertin, M., & Mbonimpa, M. (2006). Modification of the predictive MK model to integrate hysteresis of the water retention curve. Dans *Unsaturated Soils 2006* (p. 2465-2476).
- Marques, A., Oliveira, S., Paes, B., Paes, I., & Coelho, A. (2020). *Evaluation of the Liquefaction Susceptibility of Filtered Iron Ore Tailings from the Iron Quadrangle (Brazil)*. 23rd International Conference on Paste, Thickened and Filtered Tailings-PASTE 2020.
- Marshall, B. (2019). *La situation de l'industrie minière au Canada*. L'Association Minière du Canada. <https://mining.ca/wp-content/uploads/2020/01/FF-French-Web.pdf>
- Martin, V. (2018). *Evolution of the Hydrogeotechnical Properties of Paste Tailings Deposited on the Surface*, Ecole Polytechnique, Montreal (Canada).
- Masengo, E., Ingabire, E. P., Boily, S., Létourneau, Y., Laporte, P., Guay, F., . . . Julien, M. R. (2023). Transition to filtered tailings at LaRonde Gold Mine.
- Matinde, E., Simate, G. S., & Ndlovu, S. (2018). Mining and metallurgical wastes: a review of recycling and re-use practices. *Journal of the Southern African institute of mining metallurgy*, 118(8), 825-844.
- Mayer, K. U. (1999). *A numerical model for multicomponent reactive transport in variably saturated porous media* PhD Diss, Univertisy of Waterloo.
- Mayer, K. U., Amos, R., Molins, S., & Gerard, F. (2012). Reactive transport modeling in variably saturated media with MIN3P: Basic model formulation and model enhancements. Dans B. Science (édit.), *Groundwater Reactive transport Models* (vol. 26, p. 186-211). Bentham Science Publishers Sharjah, UAE.
- Mayer, K. U., Frind, E. O., & Blowes, D. W. (2002). Multicomponent reactive transport modeling in variably saturated porous media using a generalized formulation for kinetically controlled reactions. *Water Resources Research*, 38(9), 13-11-13-21. <https://doi.org/10.1029/2001WR000862>
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M., & Bussière, B. (2003). Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(5), 916-932.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., & Bussière, B. (2006). Predicting the unsaturated hydraulic conductivity of granular soils from basic geotechnical properties using the modified Kovacs (MK) model and statistical models. *Canadian Geotechnical Journal*, 43(8), 773-787.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., & Bussière, B. (2011). Oxygen consumption test to evaluate the diffusive flux into reactive tailings: interpretation and numerical assessment. *Canadian Geotechnical Journal*, 48(6), 878-890. <https://doi.org/10.1139/t11-015>
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R. P., & Bussière, B. (2002). Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity. *Geotechnical and Geological Engineering*, 20(3), 235-259. <https://doi.org/10.1023/A:1016046214724>
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Dagenais, A. M., Bussière, B., Julien, M., & Kissiova, M. (2002). *Interpretation of field tests to determine the oxygen diffusion and reaction rate coefficients of tailings and soil covers*. Proceedings of the 55th Canadian Geotechnical and Joint IAHCNC and CGS Groundwater Speciality Conferences (p. 147-154).

- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Maqsood, A., & Bussière, B. (2006). Predictive model for the water retention curve of deformable clayey soils. *Journal of Geotechnical Geoenvironmental Engineering*, 132(9), 1121-1132.
- McPhail, G. I., Ugaz, R., & Garcia, F. (2019). *Practical tailings slurry dewatering and tailings management strategies for small and medium mines* PASTE 2019: Proceedings of the 22nd International Conference on Paste, Thickened and Filtered Tailings, Perth, Australia (p. 235-243). https://doi.org/10.36487/ACG_rep/1910_15_McPhail
- McWhorter, D. B., & Nelson, J. D. (1979). Unsaturated flow beneath tailings impoundments. *Journal of the Geotechnical Engineering Division*, 105(11), 1317-1334.
- MELCCFP. (2020). *Guide de caractérisation des résidus miniers et du minerai*. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs, Québec. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/Industriel/secteur-minier/guide-caracterisation-minerai.pdf>
- Meter-Group. (2023). *GS3 Manual*. https://library.metergroup.com/Manuals/20429_GS3_Web.pdf
- Mineo, S., Pappalardo, G., D'urso, A., & Calcaterra, D. (2017). Event tree analysis for rockfall risk assessment along a strategic mountainous transportation route. *Environmental earth sciences*, 76(17), 620.
- Miyazaki, T. (2006). *Water flow in soils (2nd ed.)*. CRC Press Taylor & Francis Group.
- Mollerup, M. (2007). Philip's infiltration equation for variable-head ponded infiltration. *Journal of Hydrology*, 347(1-2), 173-176.
- Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B., & Benzaazoua, M. (2008). Geochemical transport modelling of drainage from experimental mine tailings cells covered by capillary barriers. *Applied Geochemistry*, 23(1), 1-24. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2007.08.004>
- Morales, N., Seguel, S., Cáceres, A., Jélvez, E., & Alarcón, M. (2019). Incorporation of geometallurgical attributes and geological uncertainty into long-term open-pit mine planning. *Minerals*, 9(2), 108.
- Morel-Seytoux, H. J. (1992). *The capillary barrier effect at the interface of two soil layers with some contrast in properties*. HYDROWAR Report 92.4. Hydrology Days Publications.
- Moreno, J. J., Kendall, S., & Ortiz, A. (2018). *PASTE 2018: Dewatering options for management of fine gold tailings in Western Australian Goldfields* Proceedings of the 21st International Seminar on Paste and Thickened Tailings, Perth, Australia (p. 413-424). https://doi.org/10.36487/ACG_rep/1805_34_Moreno
- Morgenstern, N. R., Vick, S. G., & Van Zyl, D. (2015). *Report on Mount Polley tailings storage facility breach*. Independent Expert Engineering Investigation and Review Panel.
- Morin, K. A., & Hutt, N. M. (2001). *Environmental geochemistry of minesite drainage: Practical theory and case studies*. MDAG Publishing.
- MRNF. (2024a). *Choisir le secteur minier du Québec*. Ministère des Ressources naturelles et des Forêts. <https://www.mern.gouv.qc.ca/mines/choisir-secteur-minier/?lang=fr>

- MRNF. (2024b). *Guide de préparation du plan de réaménagement et de restauration des sites miniers au Québec*. Ministère des Ressources naturelles et des Forêts
- Mualem, Y. (1976a). Hysteretical models for prediction of the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water resources research*, 12(6), 1248-1254. <https://doi.org/10.1029/WR012i006p01248>
- Mualem, Y. (1976b). A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water resources research*, 12(3), 513-522. <https://doi.org/doi.org/10.1029/WR012i003p00513>
- Müller, W. (2007). *HDPE geomembranes in geotechnics*. Berlin: Springer-Verlag.
- Naturvårdsverket. (1999). *Metodik för inventering av förorenade områden [Environmental Quality Criteria: Methods of surveying contaminated sites]* (Report 4918). Naturvårdsverket Förlag Stockholm (Swedish Environmental Protection Agency).
- Navfac, D. (1974). Design manual-soil mechanics, foundations, and earth structures.
- Neculita, C., & Rosa, E. (2019). A review of the implications and challenges of manganese removal from mine drainage. *Chemosphere*, 214, 491-510.
- Neculita, C. M., Zagury, G. J., & Bussière, B. (2007). Passive treatment of acid mine drainage in bioreactors using sulfate-reducing bacteria: Critical review and research needs. *Journal of Environmental Quality*, 36(1), 1-16. <https://doi.org/10.2134/jeq2006.0066>
- Nelson, J. D., Overton, D. D., & Durkee, D. B. (2001). Depth of wetting and the active zone. Dans *Expansive clay soils and vegetative influence on shallow foundations* (p. 95-109).
- Nierwinski, H. P., Heidemann, M., Laval, L. A., & Sell, B. (2021). *Study of mining tailings geotechnical parameters obtained from SCPTu tests carried on dry and saturated layers*. MATEC Web of Conferences (vol. 337, p. 04010).
- Nordstrom, D. K., & Alpers, C. N. (1999). Negative pH, efflorescent mineralogy, and consequences for environmental restoration at the Iron Mountain Superfund site, California. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 96(7), 3455-3462.
- Nordstrom, D. K., Blowes, D. W., & Ptacek, C. J. (2015). Hydrogeochemistry and microbiology of mine drainage: an update. *Applied Geochemistry*, 57, 3-16. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2015.02.008>
- Nzame Ayang, L. A. (2021). *Effets des conditions climatiques et de la déposition sur le comportement hydrogéochimique des résidus filtrés réactifs* Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal. <https://publications.polymtl.ca/9976/>
- Oldecop, L. A., & Rodari, G. J. (2017). Unsaturated soil mechanics in mining. Dans *PanAm Unsaturated Soils 2017* (p. 257-280). American Society of Civil Engineers
- Oldecop, L. A., & Rodari, G. J. (2021). Unsaturated mine tailings disposal. *Soils and Rocks*, 44, e2021067421. <https://doi.org/10.28927/SR.2021.067421>
- Oldecop, L. A., Rodari, G. J., & Muñoz, J. J. (2017). Atmosphere interaction and capillary barrier in filtered tailings. *Geotechnical and Geological Engineering*, 35(4), 1803-1817. <https://doi.org/10.1007/s10706-017-0210-3>

- Ouangrawa, M., Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B., & Zagury, G. J. (2009). Reactive transport modelling of mine tailings columns with capillarity-induced high water saturation for preventing sulfide oxidation. *Applied Geochemistry*, 24(7), 1312-1323. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2009.04.005>
- Pabst, T. (2011). *Étude expérimentale et numérique du comportement hydro-géochimique de recouvrements placés sur des résidus sulfureux partiellement oxydés* PhD Diss, Ecole Polytechnique de Montreal.
- Pabst, T. (2021). Elevated Water Table with Monolayer Covers. Dans *Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage* (p. 187 - 202). Taylor & Francis Group.
- Pabst, T., Aubertin, M., Bussière, B., & Molson, J. (2014). Column tests to characterise the hydrogeochemical response of pre-oxidised acid-generating tailings with a monolayer cover. *Geotechnical Water, Air, Soil Pollution*, 225(2), 1-21.
- Pabst, T., Aubertin, M., Bussière, B., & Molson, J. (2017). Experimental and numerical evaluation of single-layer covers placed on acid-generating tailings. *Geotechnical and Geological Engineering*, 35(4), 1421-1438. <https://doi.org/10.1007/s10706-017-0185-0>
- Pabst, T., Bussière, B., Aubertin, M., & Molson, J. (2018). Comparative performance of cover systems to prevent acid mine drainage from pre-oxidized tailings: A numerical hydro-geochemical assessment. *Journal of contaminant hydrology*, 214, 39-53.
- Pabst, T., Molson, J., Aubertin, M., & Bussière, B. (2017). Reactive transport modelling of the hydro-geochemical behaviour of partially oxidized acid-generating mine tailings with a monolayer cover. *Applied Geochemistry*, 78, 219-233. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.01.003>
- Paktunc, A. D. (1999a). Characterization of mine wastes for prediction of acid mine drainage. Dans *Environmental impacts of mining activities* (p. 19-40). Springer.
- Paktunc, A. D. (1999b). Mineralogical constraints on the determination of neutralization potential and prediction of acid mine drainage. *Environmental Geology*, 39(2), 103-112.
- Palmer, J. (2020). *Simulation of tailings filtration performance*. 23rd International Conference on Paste, Thickened and Filtered Tailings-PASTE 2020.
- Pearce, T. D., Ford, J. D., Prno, J., Duerden, F., Pittman, J., Beaumier, M., . . . Smit, B. (2011). Climate change and mining in Canada. *Mitigation adaptation strategies for global change*, 16(3), 347-368.
- Penman, H. L. (1948). Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proceedings of the Royal Society of London. Series A. Mathematical Physical Sciences*, 193(1032), 120-145.
- Pettibone, H. C., & Kealy, C. D. (1971). Engineering properties of mine tailings. *Journal of the Soil Mechanics Foundations Division*, 97(9), 1207-1225.
- Piciullo, L., Storrøsten, E. B., Liu, Z., Nadim, F., & Lacasse, S. (2022). A new look at the statistics of tailings dam failures. *Engineering Geology*, 303, 106657.
- Plante, B. (2010). *Évaluation des principaux facteurs d'influence sur la prédiction du drainage neutre contaminé* PhD Diss, Université du Québec à en Abitibi-Témiscamingue.

- Plante, B., Benzaazoua, M., & Bussière, B. (2011). Predicting geochemical behaviour of waste rock with low acid generating potential using laboratory kinetic tests. *Mine Water and the Environment*, 30(1), 2-21. <https://doi.org/10.1007/s10230-010-0127-z>
- Plante, B., Bussière, B., & Benzaazoua, M. (2012). Static tests response on 5 Canadian hard rock mine tailings with low net acid-generating potentials. *Journal of Geochemical Exploration*, 114, 57-69. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2011.12.003>
- Plante, B., Schudel, G., & Benzaazoua, M. (2021). Generation of acid mine drainage. Dans *Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage* (p. 1-20). Taylor & Francis Group.
- Poirier, A., Pabst, T., Painchaud, J.-F., & Sara, Y. (2021). *Comportement hydrogéotechnique d'un parc à résidus filtrés exposé aux conditions climatiques*. Proceedings of the Symposium Virtuel sur les Mines et l'Environnement, Rouyn-Noranda, QC, Canada.
- Power, C., Ramasamy, M., MacAskill, D., Shea, J., MacPhee, J., Mayich, D., . . . Mkandawire, M. (2017). Five-year performance monitoring of a high-density polyethylene (HDPE) cover system at a reclaimed mine waste rock pile in the Sydney Coalfield (Nova Scotia, Canada). *Environmental Science Pollution Research*, 24, 26744-26762.
- Price, W. A. (2009). *Prediction Manual for Drainage Chemistry from Sulphidic Geologic Materials. Report 1.20. 1. MEND*.
- Priestley, C. H. B., & Taylor, R. J. (1972). On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters. *Monthly weather review*, 100(2), 81-92.
- Puhlovich, A. A., & Coghill, M. (2011). *Management of mine wastes using pit void backfilling methods—current issues and approaches*. Mine Pit Lakes: Closure and Management, Perth.
- Qaidi, S. M. A., Tayeh, B. A., Zeyad, A. M., de Azevedo, A. R. G., Ahmed, H. U., & Emad, W. (2022). Recycling of mine tailings for the geopolymers production: A systematic review. *Case Studies in Construction Materials*, 16, e00933.
- Qiu, Y., & Sego, D. C. (2001). Laboratory properties of mine tailings. *Canadian Geotechnical Journal*, 38(1), 183-190.
- Raposo, N., Bahia, R., Afonso, E., & Topa Gomes, A. (2014). *Optimization of thickened tailings deposition*. Proceedings of Paste 2014.
- Rarison, R. F. M., Mbonimpa, M., Bussière, B., & Pouliot, S. (2023). Properties of HDPE geomembrane exhumed 20 years after installation in a mine reclamation cover system. *International Journal of Geosynthetics Ground Engineering*, 9(1), 1.
- Reid, D., & Fourie, A. B. (2015). *The influence of slurry density on in situ density*. Proceedings of the 18th International Seminar on Paste and Thickened Tailings (p. 95-106).
- Rey, N. J., Demers, I., Bussière, B., Mbonimpa, M., & Lortie, S. (2016). Field experiments to test the elevated water table concept combined with a desulfurized tailings cover layer. Dans *Geo-Chicago 2016* (p. 289-298).
- Richards, L. A. (1931). Capillary conduction of liquids through porous mediums. *Physics*, 1(5), 318-333.

- Rico, M., Benito, G., Salgueiro, A. R., Díez-Herrero, A., & Pereira, H. G. (2008). Reported tailings dam failures: a review of the European incidents in the worldwide context. *Journal of Hazardous materials*, 152(2), 846-852. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.07.050>
- Robertson, A. M. (1987). *The influence of depositional methods on the engineering properties of tailings deposits*. International Conference on Mining and industrial Waste Management, Johannesburg, South Africa.
- Robertson, A. M. (2011). *Mine waste management in the 21st century: Challenges & solutions beyond incremental changes*. Tailings and Mine Waste (vol. 11).
- Robertson, P. K., Viana da Fonseca, A., Ulrich, B., & Coffin, J. (2017). Characterization of unsaturated mine waste: a case history. *Canadian Geotechnical Journal*, 54(12), 1752-1761.
- Robinson, J. D., Vahedifard, F., & AghaKouchak, A. (2017). Rainfall-triggered slope instabilities under a changing climate: comparative study using historical and projected precipitation extremes. *Canadian Geotechnical Journal*, 54(1), 117-127.
- Robitaille, V., & Tremblay, D. (1997). *Mécanique des sols: théorie et pratique*. Modulo.
- Roche, C., Thygesen, K., & Baker, E. (2017). *Mine tailings storage: safety is no accident*. UN Environment, GRID-Arendal.
- Rodari Gutierrez, G. J., & Oldecop, L. A. (2021). *Test plot study of a tailings stack final cover prototype* MATEC Web of Conferences (vol. 337).
- Rollin, A. L., Lambert, S., & Pierson, P. (2002). *Géomembranes: guide de choix sous l'angle des matériaux*. Presses inter Polytechnique.
- Rowe, R. K., Chappel, M. J., Brachman, R. W. I., & Take, W. A. (2012). Field monitoring of geomembrane wrinkles at a composite liner test site. *Canadian Geotechnical Journal*, 49(10), 1196-1211.
- Rowe, R. K., Quigley, R. M., Brachman, R., & Booker, J. R. (2004). *Barrier systems for waste disposal facilities*. Boca Raton, FL: Spon Crc Press.
- Rykaart, M., Hockley, D., Noel, M., & Paul, M. (2006). *Findings of international review of soil cover design and construction practices for mine waste closure*. International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD). St. Louis MO.
- Sako, C. H. (2022). *Déposition de résidus filtrés réactifs : effet de la minéralogie et du degré de saturation sur la génération de drainage minier acide* Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal. <https://publications.polymtl.ca/10741/>
- Sako, C. H., & Pabst, T. (2023a). Comparative geochemical evaluation of codisposal approaches for reactive filtered tailings deposition. *Cleaner Waste Systems*, 5. <https://doi.org/10.1016/j.clwas.2023.100094>
- Sako, C. H., & Pabst, T. (2023b). Experimental and numerical evaluation of the critical degree of saturation and critical exposure time of acid generating filtered tailings. *Applied Geochemistry*, 155. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2023.105726>

- Schoenbrunn, F. (2011). *Dewatering to higher densities-an industry review* Proceedings of the 14th International Seminar on Paste and Thickened Tailings, Perth, Australia (p. 19-23). https://doi.org/10.36487/ACG_rep/1104_02_Schoenbrunn
- Sexsmith, K., MacGregor, D., & Barnes, A. (2015). *Comparison of actual and calculated lag times in humidity cell tests*. Proceedings of the 10th International Conference on Acid Rock Drainage and IMWA Annual Conference.
- Silva, M. (2020). *Pressure Filter Feeding Methods-Case Study*. 23rd International Conference on Paste, Thickened and Filtered Tailings-PASTE 2020.
- Silverman, M. P. (1967). Mechanism of bacterial pyrite oxidation. *Journal of bacteriology*, 94(4), 1046-1051.
- Simms, P. (2017). 2013 Colloquium of the Canadian Geotechnical Society: Geotechnical and geoenvironmental behaviour of high-density tailings. *Canadian Geotechnical Journal*, 54(4), 455-468. <https://doi.org/10.1139/cgj-2015-0533>
- Simms, P. (2021). The role of unsaturated soil mechanics in unconventional tailings deposition. *Soils Rocks Canadian Geotechnical Journal*, 44.
- Simms, P., Grabinsky, M., & Zhan, G. (2007). Modelling evaporation of paste tailings from the Bulyanhulu mine. *Canadian Geotechnical Journal*, 44(12), 1417-1432. <https://doi.org/10.1139/T07-06>
- Simonsen, A. M. T., Solismaa, S., Hansen, H. K., & Jensen, P. E. (2020). Evaluation of mine tailings' potential as supplementary cementitious materials based on chemical, mineralogical and physical characteristics. *Waste Management*, 102, 710-721.
- Sinding, K. (1999). *Environmental impact assessment and management in the mining industry*. Natural resources forum (vol. 23, p. 57-63).
- Skousen, J., Renton, J., Brown, H., Evans, P., Leavitt, B., Brady, K., . . . Ziemkiewicz, P. (1997). Neutralization potential of overburden samples containing siderite. *Journal of Environmental Quality*, 26(3), 673-681. <https://doi.org/10.2134/jeq1997.00472425002600030012x>
- Sobek, A. A., Schuller, W. A., Freeman, J. R., & Smith, R. M. (1978). *Field and laboratory methods applicable to overburdens and minesoils* (vol. 600/2-78-054). United States Environmental Protection Agency.
- SoilMoisture. (2012). *Guelph Permeameter - Operating Instructions*. SOILMOISTURE EQUIPMENT CORP. <https://soilmoisture.com/>
- Song, Q., & Yanful, E. K. (2010). Effect of water addition frequency on oxygen consumption in acid generating waste rock. *Journal of Environmental Engineering*, 136(7), 691-700.
- Song, S., Peng, R., Wang, Y., Cheng, X., Niu, R., & Ruan, H. (2023). Spatial distribution characteristics and risk assessment of soil heavy metal pollution around typical coal gangue hill located in Fengfeng Mining area. *Environmental Geochemistry and Health*, 45(10), 7215-7236.
- Spitz, K., & Trudinger, J. (2019). Tailings Disposal: Concepts and Practices. Dans *Mining and the Environment* (p. 649-704). CRC Press.

- SRK. (1989). Draft Acid Rock Technical Guide. *BC AMD Task Force, 1*.
- Stormont, J. C., & Morris, C. E. (1998). Method to estimate water storage capacity of capillary barriers. *Journal of Geotechnical Geoenvironmental Engineering*, 124(4), 297-302.
- Strachan, C., & Goodwin, S. (2015). *The role of water management in tailings dam incidents* Tailings and Mine Waste, Vancouver, BC, Canada. <https://doi.org/10.14288/1.0320948>
- Surette, A. C. (2024). *Investigation of mineralogy and sulfide oxidation for filtered tailings storage design-case studies from the Cantung W Mine, the Mactung W Project, and the Macmillan Pass Zn-Pb-Ag Project*, Queen's University (Canada).
- Surette, A. C., Lambiv Dzemua, G., Falck, H., Beatty, K., Gibson, C., & Jamieson, H. E. (2023). *Characterization of potentially acid-generating tailings for filtered tailings storage design*. Proceedings of Tailings and Mine Waste (p. 745-757).
- Sylvain, K., Demers, I., & Pabst, T. (2025). Experimental and numerical evaluation of the potential reuse of waste rock as an evaporation barrier in engineered cover systems: effects of particle size. *Canadian Geotechnical Journal*, 62, 1-15.
- Tarantino, A., Ridley, A. M., & Toll, D. G. (2008). Field measurement of suction, water content, and water permeability. *Geotechnical and Geological Engineering*, 26, 751-782.
- Thompson, F., de Oliveira, B. C., Cordeiro, M. C., Masi, B. P., Rangel, T. P., Paz, P., . . . Cabral, A. S. (2020). Severe impacts of the Brumadinho dam failure (Minas Gerais, Brazil) on the water quality of the Paraopeba River. *Science of the total environment*, 705(135914). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135914>
- Tiendrebeogo, A. F. A. (2019). *Comportement hydromécanique des remblais miniers en pâte cimentés et des chantiers miniers remblayés*. Ecole Polytechnique, Montreal (Canada).
- Todd, D. K. (1980). Groundwater hydrology. *New York: Jon Wiley Sons Inc*, 535.
- Touze-Foltz, N. (2015). *Quantification of flow rates through virgin and exposed geomembranes and multicomponent geosynthetic clay liners* The 2nd International GSI-Asia Geosynthetics Conference (GSI-Asia 2015), Séoul, South Korea (p. 4).
- U.S.E.P.A. (1993). *Subsurface characterization and monitoring techniques: A desk reference guide*. Center for Environmental Research Information Environmental Monitoring Systems Laboratory (Las Vegas, Nev.) & Eastern Research Group, Inc.
- Ulrich, B. (2019). *Practical thoughts regarding filtered tailings* PASTE 2019: Proceedings of the 22nd International Conference on Paste, Thickened and Filtered Tailings, Perth, Australia (p. 71-79). https://doi.org/10.36487/ACG_rep/1910_01_Ulrich
- Ulrich, B., & Coffin, J. (2013). *Considerations for tailings facility design and operation using filtered tailings* PASTE 2013: Proceedings of the 16th International Seminar on Paste and Thickened Tailings, Perth, Australia (p. 201-210). https://doi.org/10.36487/ACG_rep/1363_15_Ulrich
- van Genuchten, M. T. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil science society of America journal*, 44(5), 892-898. <https://doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400050002x>

- Vardon, P. J. (2015). Climatic influence on geotechnical infrastructure: a review. *Environmental Geotechnics*, 2(3), 166-174.
- Veillette, M. F., Martin, T. E., & Larreta, S. A. (2008). Stabilized upstream tailings dam and converted into a filtered tailings facility. Dans *Tailings and Mine Waste'08* (p. 449-460). CRC Press.
- Veldhuizen, H., Blowes, D. W., & Slw1K, R. S. (1987). *The effectiveness of vegetation in controlling acid drainage from base metal tailings*. Proceedings: Acid Mine Drainage Workshop~ Seminar (p. 507-536).
- Vick, S. G. (1990). *Planning, design, and analysis of tailings dams*. BiTech Publishers Ltd.
- Vilela, V., & Salvate, M. (2020). *High production for filtered tailings and treated water*. 23rd International Conference on Paste, Thickened and Filtered Tailings-PASTE 2020.
- Wang, C., Harbottle, D., Liu, Q., & Xu, Z. (2014). Current state of fine mineral tailings treatment: A critical review on theory and practice. *Minerals Engineering*, 58, 113-131.
- Watanabe, K., & Wake, T. (2009). Measurement of unfrozen water content and relative permittivity of frozen unsaturated soil using NMR and TDR. *Cold Regions Science Technology*, 59(1), 34-41.
- Whatnall, O., Barber, K., & Robinson, P. (2021). Tailings Filtration Using Viper Filtration Technology—a Case Study. *Mining, Metallurgy Exploration*, 38(3), 1297-1303.
- Wijewickreme, D., Sanin, M. V., & Greenaway, G. R. (2005). Cyclic shear response of fine-grained mine tailings. *Canadian Geotechnical Journal*, 42(5), 1408-1421.
- Williams, D. J. (2021). Lessons from Tailings Dam Failures—Where to Go from Here? *Minerals*, 11(8), 853. <https://doi.org/doi.org/10.3390/min11080853>
- Wilson, G. W., Fredlund, D. G., & Barbour, S. L. (1994). Coupled soil-atmosphere modelling for soil evaporation. *Canadian geotechnical journal*, 31(2), 151-161.
- Wilson, G. W., Fredlund, D. G., & Barbour, S. L. (1997). The effect of soil suction on evaporative fluxes from soil surfaces. *Canadian Geotechnical Journal*, 34(1), 145-155.
- Wisdom, T. (2019). *Maintaining high availability and low operational costs for filtered tailings facilities*. Proceedings of the 22nd International Conference on Paste, Thickened and Filtered Tailings (p. 337-348).
- Wisdom, T., Neumann, R., & Chaponnel, J. (2020). *Development and Testing of the World' s Largest Capacity Tailings Filter Press*. 23rd International Conference on Paste, Thickened and Filtered Tailings-PASTE 2020.
- Yagouti, A., Boulet, G., Vincent, L., Vescovi, L., & Mekis, E. (2008). Observed changes in daily temperature and precipitation indices for southern Québec, 1960–2005. *Atmosphere-Ocean*, 46(2), 243-256.
- Yanful, E. K. (1993). Oxygen diffusion through soil covers on sulphidic mine tailings. *Journal of Geotechnical Engineering*, 119(8), 1207-1228. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9410\(1993\)119:8\(1207\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9410(1993)119:8(1207))
- Yoe, C. (2019). *Principles of risk analysis: decision making under uncertainty*. CRC press.

- Zhang, D.-M., Li, S., Wang, X.-M., & He, Y. (2017). Super Large-Scale Filtered Tailing Disposal on Coal-Mining Subsidence Land. *Polish Journal of Environmental Studies*, 26(4).
- Zorzal, R., Mansur Gomes, M., & Pinheiro, J. (2020). *Tailings Geotechnical Characterization from Cuiabá Mine to Support a Dry Stacking Disposal Design in Cuiabá Dam* PASTE 2020: 23rd International Conference on Paste, Thickened and Filtered Tailings, Perth, Australia. https://doi.org/10.36487/ACG_repo/2052_55

ANNEXE A Compléments article 1

A.1 Mesures de laboratoire à l'URSTM et Polytechnique

A.1.1 Caractérisations granulométriques et courbes de rétentions d'eau

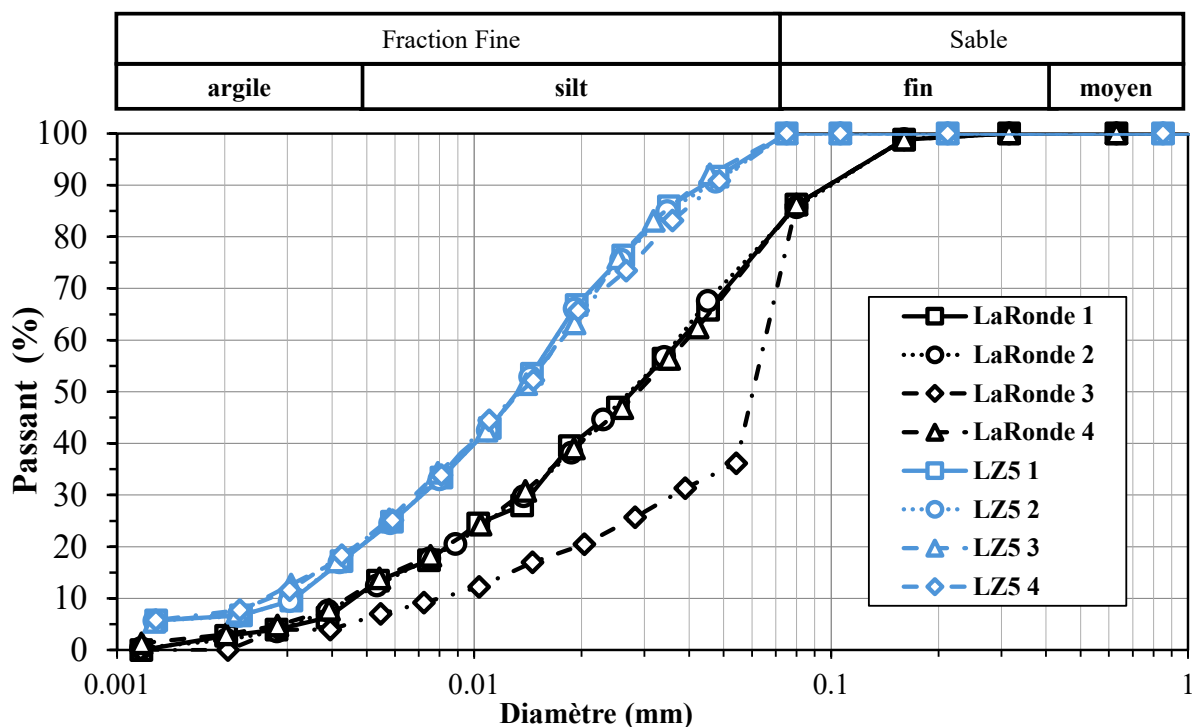
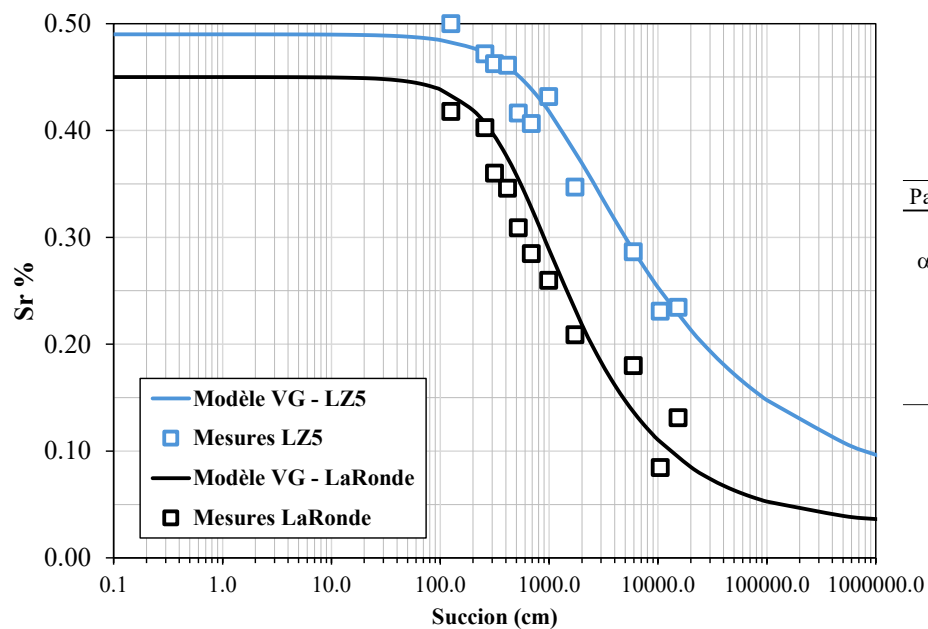


Figure A.1 Courbes granulométriques des résidus LaRonde et LZ5 mesurées au laboratoire

Une incohérence a été observée pour l'échantillon LaRonde 3. Cette anomalie semble survenir lors de la transition entre les mesures du tamisage et celles de la sédimentométrie (0,080 mm), possiblement en raison d'une perte partielle de la fraction fine ou d'un décalage dans les résultats. En revanche, les trois autres échantillons analysés présentent une bonne cohérence entre les deux techniques, ce qui suggère que l'erreur est ponctuelle et liée à une étape spécifique du protocole pour l'échantillon concerné.



Paramètres	LaRonde	LZ5
e	0.82	0.96
$\alpha_{VG} (cm^{-1})$	0.0020	0.0011
n_{VG}	1.550	1.322
m_{VG}	0.355	0.244
θ_s	0.45	0.49
θ_r	0.03	0.05

Figure A.2 Courbes de rétention d'eau des résidus LaRonde et LZ5, à partir des mesures de laboratoire et du modèle de van Genuchten (1980)

A.1.2 Mesures de laboratoire : première phase

Les valeurs de calcium et de magnésium indiquées dans les tableaux ci-dessous ont été mesurées au Laboratoire de Géochimie Analytique - Polytechnique de Montréal.

Tableau A.1 Résultats de mesures de pH et de concentrations dans les lixiviats pour chaque cellule de laboratoire de la première phase

LR1 - B1	Jour												
	0	14	29	44	58	77	93	107	135	147	149	151	154.00
pH		7.37	7.10	7.5	7.64	7.90	7.64	6.62	3.78	3.26	3.2	3.18	3.07
EC (mS/cm)		2.57	2.55	2.09	2.60	2.92	3.27	5.16	7.74	5.49	3.54	2.76	2.80
Sulfates (mg/L)	1900	985	1105	1015	1210	1405	1890	3240	5970	3960	2185	1645	1590.00
Calcium (mg/L)	840	670	730	663	690	740	740	586	493	524	570		546.00
Magnésium (mg/L)		18	25	30	32	94	160	624	1106	422	183		27.00

LR2 - B2	Jour								
	0	14	29	58	93	135	147	149	154
pH	7.71	7.29	7.39	7.82	7.42	3.60	2.93	3.06	3.02
EC (mS/cm)	2.385	2.55	2.68	2.66	3.36	9.73	5.56	3.60	3.19
Sulfates (mg/L)	1900	1065	1060	1060	2220	7740	4480	2250	1905
Calcium (mg/L)	840	670	680	720	660	494	552	635	571
Magnésium (mg/L)	5.6	16	29	47	240	1626	542	195	68

LR3 - T1-94%-1	Jour									
	0	15	30	45	59	78	94	108	136	148
pH	7.80	7.50	7.65	7.63	7.89	7.79	7.62	6.99	7.69	7.18
EC (mS/cm)	2.546	2.63	2.58	2.57	2.59	2.55	2.54	2.52	2.61	2.45
Sulfates (mg/L)	1885	940	1030	1190	1190	1135	1520	1190	1790	1545
Calcium (mg/L)	890	700	720	678	690	710	730	621	631	
Magnésium (mg/L)	5.7	22	28	29	27	29	24	21	45	

Tableau A.1 Résultats de pH et de concentrations dans les lixiviats pour chaque cellule de laboratoire de la première phase (suite)

LR4 - T1-94%-2	Jour										
	0	14	29	44	58	77	93	107	135	147	149
pH	7.52	7.62	7.87	7.73	7.98	7.70	7.60	7.27	7.06	7.10	6.96
EC (mS/cm)	2.49	2.60	2.64	2.55	2.56	2.53	2.56	2.57	2.72	2.70	2.5
Sulfates (mg/L)	1000	910	1130	1470	1115	1360	1570	1110	1820	750	1255
Calcium (mg/L)	880	690	690	657	690	680	690	643	628	644	710
Magnésium (mg/L)	6.1	20	29	32	33	37	35	44	73	71	27.5

LR5	Jour										
	0	14	29	44	58	77	93	107	135	147	149
pH	7.33	7.62	7.70	7.81	7.99	7.45	6.9	7.00	7.07	6.64	6.64
EC (mS/cm)	2.496	2.60	2.60	2.57	2.56	2.38	2.51	2.77	3.42	3.31	2.5
Sulfates (mg/L)	1405	1025	1060	1105	1135	1135	1580	1325	2260	1560	1325
Calcium (mg/L)	860	710	690	666	730	700	720	676	601	601	636
Magnésium (mg/L)	6.4	19	30	32	32	34	30	52	212	206	48.8

LR6 - T1-83%-1	Jour												
	0	14	29	44	58	77	93	107	135	147	149	154	155
pH	7.29	7.72	7.76	7.76	7.78	6.72	5.25	3.86	3.05	2.67	3.06	2.73	3.04
EC (mS/cm)	2.549	2.68	2.96	3.30	3.29	3.79	3.21	3.29	5.08	5.29	1.99	3.7	2.24
Sulfates (mg/L)	1580	985	1130	1290	1410	2045	2120	1980	4440	3310	783.12	2210	1020
Calcium (mg/L)	840	720	750	705	710	620	590	615	501	441	311	459	412
Magnésium (mg/L)	4.1	25	65	125	190	370	220	221	392	279	67.4	136	44.1

Tableau A.1 Résultats de pH et de concentrations dans les lixiviats pour chaque cellule de laboratoire de la première phase (suite)

LR7 - T1-83%-2	Jour						
	0	29	58	93	135	147	149
pH	7.151	7.793	7.524	6.08	3.39	2.874	3.13
EC (mS/cm)	2.498	3.49	4.55	5.56	6.70	5.12	3.15
Sulfates (mg/L)	1380	1075	2160	4060	5790	3090	1925
Calcium (mg/L)	830	790	710	590	496	543	637
Magnésium (mg/L)	5.9	126	500	800	751	309	122

LR8 - T1-79%	Jour												
	0	14	29	44	58	77	93	107	135	147	149	151	154
pH	7.61	7.58	7.54	7.21	7.25	5.46	3.70	3.20	2.58	2.47	2.78	2.94	2.91
EC (mS/cm)	2.567	3.41	4.25	5.72	5.75	5.33	3.69	4.22	8.95	8.14	3.869	3.139	3.292
Sulfates (mg/L)	1725	875	1875	2830	2930	2775	2880	2865	8550	6770	2385	1780	1925
Calcium (mg/L)	880	890	740	567	630	570	620	586	511	550	622		563
Magnésium (mg/L)	5.5	97	305	753	860	670	256	162	287	261	114		31.7

LZ5 - T2-84%-1	Jour								
	0	12	27	42	56	75	91	133	145
pH	7.84	7.522	7.751	7.39	7.791	7.976	7.30	7.25	7.13
EC (mS/cm)	2.53	3.22	3.42	3.53	3.56	3.68	2.80	1.89	1.85
Sulfates (mg/L)	2580	1465	1325	1780	1760	1125	1570	3290	1125
Calcium (mg/L)	890	700	720	653	700	680	600	623	468
Magnésium (mg/L)	12.7	155	229	254	310	280	178	351	202

Tableau A.1 Résultats de pH et de concentrations dans les lixiviats pour chaque cellule de laboratoire de la première phase (suite)

LZ5 - T2-84%-2	Jour								
	0	12	27	42	56	75	91	133	145
pH	7.838	7.77	7.836	7.655	7.748	7.92	7.34	7.05	7.27
EC (mS/cm)	2.564	2.97	2.50	2.01	3.91	3.39	2.69	4.30	3.57
Sulfates (mg/L)	2005	1370	1010	665	1985	795	1100	3330	2050
Calcium (mg/L)	830	770	620	359	890	690	620	632	671
Magnésium (mg/L)	12.2	95	116	112	290	230	185	391	278

A.1.3 Mesures de laboratoire : deuxième phase

Tableau A.2 Résultats de mesures de pH et de concentrations dans les lixiviats pour chaque cellule de laboratoire de la deuxième phase

C1	Jour							
	0	33	54	77	105	136	166	183
pH	7.80	7.10	7.27	7.70	6.15	3.25	2.80	2.50
EC (mS/cm)		5.20	5.03	4.70	3.09	4.20	4.10	5.76
Sulfates (mg/L)	2460	1970	4040	2640	2915	3440	5080	4560
Calcium (mg/L)	653	756	439	564	491	555	569	526
Magnésium (mg/L)	95	385	641	467	306	159	143	120

C2	Jour							
	0	33	54	77	105	136	166	183
pH	7.80	7.40	7.21	7.50	5.49	3.42	3.30	2.99
EC (mS/cm)		3.49	2.65	2.83	1.95	2.36	2.70	2.96
Sulfates (mg/L)	5250	1550	1790	1300	2095	1170	2520	1690
Calcium (mg/L)	640	678	534	600	518	396	574	416
Magnésium (mg/L)	75	139	95	133	112	102	256	177

C3	jour									
	0	33	42	54	62	91	115	136	157	183
pH	7.90	7.30	7.60	7.96	7.65	7.40	6.70	3.35	4.30	3.06
EC (mS/cm)	0.00	3.04	3.06	2.79	3.15	2.36	1.50	1.79	2.29	2.09
Sulfates (mg/L)	2720	1545	1760	1900	2010	1330	710	530	1110	930
Calcium (mg/L)	621	630	559	568	665	484	307	293	318	258
Magnésium (mg/L)	99	99	78	43	133	90	58	78	150	122

Tableau A.2 Résultats de pH et de concentrations dans les lixiviats pour chaque cellule de laboratoire de la deuxième phase (suite)

C4	jour								
	0	33	54	73	94	115	136	157	183
pH	7.80	7.20	6.85	7.30	6.40	5.10	3.09	2.69	2.33
EC (mS/cm)	0.00	5.20	5.65	6.9	5.01	3.70	4.22	6.09	9.39
Sulfates (mg/L)	3110	1650	3770	5620	3920	2940	3170	5500	11840
Calcium (mg/L)	659	806	491	513	530	611	580	534	493
Magnésium (mg/L)	108	313	709	1014	636	336	239	222	293

A.1.5 Mesures externes sulfates: première phase



20 juillet 2022

IRME-RIME
UQAT-Polytechnique
Montréal, Qc

A/S: Corentin Chevalier
Corentin.chevalier@polymtl.ca

No de Dossier :	A-9458	Votre No de Commande :	NA
Date reçue :	5 juillet 2022	Nature des échantillons:	Liquide
Version :	1	Nom du projet :	Temp acidification résidus f(temps)

Méthode :

Sulfate: ASTM D-516

No. Lab.	Échantillons	Sulfate (mg/l)
12175	Cel 1 - Cycle 6	1890
12176	Cel 2 - Cycle 6	2220
12177	Cel 3 - Cycle 6	1520
12178	Cel 4 - Cycle 6	1570
12179	Cel 5 - Cycle 6	1580
12180	Cel 6 - Cycle 6	2120
12181	Cel 7 - Cycle 6	4060
12182	Cel 8 - Cycle 6	2880
12183	Cel 9 - Cycle 6	1570
12184	Cel 10 - Cycle 6	1100

Échantillon analysé tel que reçue.

NanoBrand

Chimiste



NanoBrand – 230 rue Bernard-Belleau suite 123 – Laval – Québec – H7V 4A9
Tél. : 450-686-0111 - email : customer@nanobrand.com



12 septembre 2022

IRME-RIME
UQAT-Polytechnique
Montréal, Qc

A/S: Corentin Chevalier
Corentin.chevalier@polymtl.ca

No de Dossier :	A-9508	Votre No de Commande :	NA
Date reçue :	15 août 2022	Nature des échantillons:	Liquide
Version :	1	Nom du projet :	Oxydation des résidus

Méthode :

Sulfate: ASTM D-516

No. Lab.	Échantillons	Sulfate (mg/l)
12285	Cel 1 - Cycle 8	5970
12286	Cel 2 - Cycle 8	7740
12287	Cel 3 - Cycle 8	1790
12288	Cel 4 - Cycle 8	1820
12289	Cel 5 - Cycle 8	2260
12290	Cel 6 - Cycle 8	4440
12291	Cel 7 - Cycle 8	5790
12292	Cel 8 - Cycle 8	8550
12293	Cel 9 - Cycle 8	3260
12294	Cel 10 - Cycle 8	3330

Échantillon analysé tel que reçu.

NanoBrand

Chimiste



NanoBrand – 230 rue Bernard-Belleau suite 123 – Laval – Québec – H7V 4A9
Tél. : 450-686-0111 - email : customer@nanobrand.com

#	Nom		# Parent	Création logiciel le :	Création physique le :	Site :	Contenant :
108724	Cellule 1		0	2022-08-26 11:24	2022-08-26 11:21:00	URSTM	Sac
Lieu d'entreposage :		Nature :	Créateur :	Groupe :	# Projet :		
Laboratoire		Solide	Awoh Akue-Sylvette	Poly - Noura	FRQNT-fosse-Pabst		
s							
108725	Cellule 4		0	2022-08-26 11:24	2022-08-26 11:21:00	URSTM	Sac
Lieu d'entreposage :		Nature :	Créateur :	Groupe :	# Projet :		
Laboratoire		Solide	Awoh Akue-Sylvette	Poly - Noura	FRQNT-fosse-Pabst		
s							
108726	Cellule 5		0	2022-08-26 11:24	2022-08-26 11:21:00	URSTM	Sac
Lieu d'entreposage :		Nature :	Créateur :	Groupe :	# Projet :		
Laboratoire		Solide	Awoh Akue-Sylvette	Poly - Noura	FRQNT-fosse-Pabst		
s							
108727	Cellule6		0	2022-08-26 11:24	2022-08-26 11:21:00	URSTM	Sac
Lieu d'entreposage :		Nature :	Créateur :	Groupe :	# Projet :		
Laboratoire		Solide	Awoh Akue-Sylvette	Poly - Noura	FRQNT-fosse-Pabst		
s							
108728	Cellule 8		0	2022-08-26 11:24	2022-08-26 11:21:00	URSTM	Sac
Lieu d'entreposage :		Nature :	Créateur :	Groupe :	# Projet :		
Laboratoire		Solide	Awoh Akue-Sylvette	Poly - Noura	FRQNT-fosse-Pabst		
s							
108729	Cellule 9		0	2022-08-26 11:24	2022-08-26 11:21:00	URSTM	Sac
Lieu d'entreposage :		Nature :	Créateur :	Groupe :	# Projet :		
Laboratoire		Solide	Awoh Akue-Sylvette	Poly - Noura	FRQNT-fosse-Pabst		
s							

QUANTACHROME CORPORATION
Upvc 1200e V5.06
Analysis Report

Thu Sep 8 08:54:34 2022
User ID: URSTM

Sample Parameters

Sample ID: 108724
Weight: 9.3614 g
Description:
Comment:

Analysis Parameters

Cell Size - Small
V Added - Small: 12.7263 cc
V Cell: 19.0138 cc
Analysis Temperature: 23.8 C
Target Pressure: 131.0 kPa
Type of gas used: Helium
Equilibration Time: Auto
Flow Purge: 1.0 min.
Maximum Runs: 15
Number Of Runs Averaged: 3
Deviation Requested: 0.0050 %

Analysis Results

Deviation Achieved: 0.1911 %
Average Volume: 3.0928 cc
Volume Std. Dev.: 0.0066 cc
Average Density: 3.0268 g/cc
Density Std. Dev.: 0.0065 g/cc
Coefficient of Variation: 0.2135 %

Run Data		
RUN	VOLUME (cc)	DENSITY (g/cc)
1	3.0951	3.0246
2	3.0963	3.0234
3	3.0957	3.0240
4	3.0956	3.0241
5	3.0854	3.0341
6	3.0964	3.0233
7	3.0952	3.0245
8	3.0955	3.0242
9	3.0950	3.0246
10	3.0948	3.0249
11	3.0945	3.0252
12	3.1056	3.0144
13	3.0947	3.0250
14	3.0839	3.0355
15	3.0998	3.0200

QUANTACHROME CORPORATION
Upyc 1200e V5.06
Analysis Report

Thu Sep 8 09:42:39 2022
User ID: URSTM

Sample Parameters

Sample ID: 108725
Weight: 10.1653 g
Description:
Comment:

Analysis Parameters

Cell Size - Small
V Added - Small: 12.7263 cc
V Cell: 19.0138 cc
Analysis Temperature: 23.8 C
Target Pressure: 131.0 kPa
Type of gas used: Helium
Equilibration Time: Auto
Flow Purge: 1.0 min.
Maximum Runs: 15
Number Of Runs Averaged: 3
Deviation Requested: 0.0050 %

Analysis Results

Deviation Achieved: 0.0024 %
Average Volume: 3.3369 cc
Volume Std. Dev.: 0.0001 cc
Average Density: 3.0464 g/cc
Density Std. Dev.: 0.0001 g/cc
Coefficient of Variation: 0.0027 %

Run Data		
RUN	VOLUME (cc)	DENSITY (g/cc)
1	3.3396	3.0438
2	3.3408	3.0428
3	3.3404	3.0431
4	3.3398	3.0437
5	3.3385	3.0449
6	3.3383	3.0451
7	3.3375	3.0458
8	3.3371	3.0461
9	3.3368	3.0464
10	3.3373	3.0459
11	3.3362	3.0470
12	3.3368	3.0464
13	3.3370	3.0463
14	3.3368	3.0465

QUANTACHROME CORPORATION
Upsc 1200e V5.06
Analysis Report

Thu Sep 8 10:56:41 2022
User ID: URSTM

Sample Parameters

Sample ID: 108726
Weight: 8.8693 g
Description:
Comment:

Analysis Parameters

Cell Size - Small
V Added - Small: 12.7263 cc
V Cell: 19.0138 cc
Analysis Temperature: 23.8 C
Target Pressure: 131.0 kPa
Type of gas used: Helium
Equilibration Time: Auto
Flow Purge: 1.0 min.
Maximum Runs: 15
Number Of Runs Averaged: 3
Deviation Requested: 0.0050 %

Analysis Results

Deviation Achieved: 0.0142 %
Average Volume: 2.9351 cc
Volume Std. Dev.: 0.0004 cc
Average Density: 3.0218 g/cc
Density Std. Dev.: 0.0005 g/cc
Coefficient of Variation: 0.0151 %

Run Data		
RUN	VOLUME (cc)	DENSITY (g/cc)
1	2.9405	3.0163
2	2.9397	3.0171
3	2.9381	3.0187
4	2.9374	3.0195
5	2.9378	3.0191
6	2.9358	3.0211
7	2.9354	3.0215
8	2.9358	3.0211
9	2.9344	3.0226
10	2.9357	3.0212
11	2.9345	3.0225
12	2.9356	3.0213
13	2.9345	3.0224
14	2.9355	3.0214
15	2.9354	3.0215

QUANTACHROME CORPORATION
Upsc 1200e V5.06
Analysis Report

Thu Sep 8 11:44:40 2022

User ID: URSTM

Sample Parameters

Sample ID: 108727

Weight: 10.5538 g

Description:

Comment:

Analysis Parameters

Cell Size - Small

V Added - Small: 12.7263 cc

V Cell: 19.0138 cc

Analysis Temperature: 23.6 C

Target Pressure: 131.0 kPa

Type of gas used: Helium

Equilibration Time: Auto

Flow Purge: 1.0 min.

Maximum Runs: 15

Number Of Runs Averaged: 3

Deviation Requested: 0.0050 %

Analysis Results

Deviation Achieved: 0.0046 %

Average Volume: 3.4629 cc

Volume Std. Dev.: 0.0002 cc

Average Density: 3.0477 g/cc

Density Std. Dev.: 0.0002 g/cc

Coefficient of Variation: 0.0051 %

Run Data

RUN	VOLUME (cc)	DENSITY (g/cc)
1	3.4613	3.0491
2	3.4635	3.0471
3	3.4631	3.0475
4	3.4628	3.0478
5	3.4627	3.0479

QUANTACHROME CORPORATION

Upsc 1200e V5.06

Analysis Report

Thu Sep 8 13:33:44 2022

User ID: URSTM

Sample Parameters

Sample ID: 108728

Weight: 8.6459 g

Description:

Comment:

Analysis Parameters

Cell Size - Small

V Added - Small: 12.7263 cc

V Cell: 19.0138 cc

Analysis Temperature: 22.6 C

Target Pressure: 131.0 kPa

Type of gas used: Helium

Equilibration Time: Auto

Flow Purge: 1.0 min.

Maximum Runs: 15

Number Of Runs Averaged: 3

Deviation Requested: 0.0050 %

Analysis Results

Deviation Achieved: 0.0029 %

Average Volume: 2.8608 cc

Volume Std. Dev.: 0.0001 cc

Average Density: 3.0222 g/cc

Density Std. Dev.: 0.0001 g/cc

Coefficient of Variation: 0.0031 %

Run Data

RUN	VOLUME (cc)	DENSITY (g/cc)
1	2.8633	3.0196
2	2.8630	3.0198
3	2.8628	3.0201
4	2.8624	3.0205
5	2.8616	3.0213
6	2.8619	3.0210
7	2.8607	3.0223
8	2.8607	3.0223
9	2.8609	3.0221

QUANTACHROME CORPORATION
Upyc 1200e V5.06
Analysis Report

Thu Sep 8 15:01:18 2022
User ID: URSTM

Sample Parameters

Sample ID: 108729
Weight: 8.5663 g
Description:
Comment:

Analysis Parameters

Cell Size - Small
V Added - Small: 12.7263 cc
V Cell: 19.0138 cc
Analysis Temperature: 22.3 C
Target Pressure: 131.0 kPa
Type of gas used: Helium
Equilibration Time: Auto
Flow Purge: 1.0 min.
Maximum Runs: 15
Number Of Runs Averaged: 3
Deviation Requested: 0.0050 %

Analysis Results

Deviation Achieved: 0.0009 %
Average Volume: 3.0115 cc
Volume Std. Dev.: 0.0000 cc
Average Density: 2.8445 g/cc
Density Std. Dev.: 0.0000 g/cc
Coefficient of Variation: 0.0010 %

Run Data

RUN	VOLUME (cc)	DENSITY (g/cc)
1	3.0112	2.8448
2	3.0133	2.8429
3	3.0137	2.8424
4	3.0116	2.8445
5	3.0111	2.8449
6	3.0116	2.8444
7	3.0115	2.8445
8	3.0115	2.8445

A.1.5 Mesures externes Gs

Quantitative X-Ray Diffraction by Rietveld Refinement		
Report Prepared for:	Analytical Services	
Project Number/ LIMS #	Custom XRD/MI4508-MAY21	
Sample Receipt:	May 11, 2021	
Sample Analysis:	May 13, 2021	
Reporting Date:	May 18, 2021	
Instrument:	BRUKER AXS D8 Advance Diffractometer	
Test Conditions:	Co radiation, 35 kV, 40 mA Regular Scanning: Step: 0.02°, Step time: 1s, 2θ range: 3-80°	
Interpretations:	PDF2/PDF4 powder diffraction databases issued by the International Center for Diffraction Data (ICDD). DiffracPlus Eva and Topas	
Detection Limit:	0.5-2%. Strongly dependent on crystallinity.	
Contents:	1) Method Summary 2) Quantitative XRD Results 3) XRD Pattern(s)	
Kim Gibbs, H.B.Sc., P.Geo. Senior Mineralogist	Huyun Zhou, Ph.D., P.Geo. Senior Mineralogist	
ACCREDITATION: SGS Minerals Services Lakefield is accredited to the requirements of ISO/IEC 17025 for specific tests as listed on our scope of accreditation, including geochemical, mineralogical and trade mineral tests. To view a list of the accredited methods, please visit the following website and search SGS Canada - Minerals Services - Lakefield: http://palcan.sgc.ca/SpecsSearch/GLSearchForm.do		

Laronde

LZ5

Summary of Rietveld Quantitative Analysis X-Ray Diffraction Results

Mineral/Compound	95438 MAY4508-1 (wt %)	95439 MAY4508-2 (wt %)
Quartz	47.9	38.5
Pyrite	17.6	5.3
Chlorite	2.9	6.8
Muscovite	16.6	32.9
Anorthite	3.7	2.3
Orthoclase	1.0	0.0
Calcite	0.6	1.7
Ankerite	0.5	6.7
Chalcopyrite	0.2	0.2
Bassanite	0.9	-
Paragonite	3.4	-
Albite	4.9	3.2
Gypsum	-	1.1
Ilmenite	-	1.3
TOTAL	100	100

Dashes indicate that the mineral was not identified by the analyst and not included in the refinement calculation for the sample.

The weight percent quantities indicated have been normalized to a sum of 100%.

The quantity of amorphous material has not been determined.

Mineral/Compound	Formula
Quartz	SiO_2
Pyrite	FeS_2
Chlorite	$(\text{Fe},(\text{Mg},\text{Mn})_5,\text{Al})(\text{Si}_3\text{Al})\text{O}_{10}(\text{OH})_8$
Muscovite	$\text{KAl}_2(\text{AlSi}_3\text{O}_{10})(\text{OH})_2$
Anorthite	$\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$
Orthoclase	KAlSi_3O_8
Calcite	CaCO_3
Ankerite	$\text{CaFe}(\text{CO}_3)_2$
Chalcopyrite	CuFeS_2
Bassanite	$2\text{CaSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$
Paragonite	$\text{NaAl}_2(\text{AlSi}_3\text{O}_{10})(\text{OH})_2$
Albite	$\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$
Gypsum	$\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$
Ilmenite	FeTiO_3

Préparation:					
Analyse:	Madeleine Mayrand				
Date d'analyse:	mercredi 17 mars 2021				
Méthode:	PE3-AC-26				
Vérification:					
Projet:	FRQNT-Pabst				

Élément	C _{total}	S _{total}
Unités	% p/p	% p/p
LDM	0.05	0.009
SCH0001 (U95438)	0.178	12.451
SCH0002 (U95439)	0.956	4.221

Notes: LDM : Limite de détection de la méthode

Approuvé par: _____
 , Chimiste

AVIS DE CONFIDENTIALITÉ
 Ces résultats ne se rapportent qu'aux échantillons soumis pour analyse
 Ce document est pour l'usage exclusif du client et ne peut être reproduit, sinon en entier, sans l'autorisation écrite de l'URSTM.
 Si ce certificat vous est parvenu par mégarde, soyez avisé que tout usage, reproduction ou distribution est strictement interdit.

Analyse à la fin des essais après le démontage des cellules.

Destinataire (s)	Thomas Pabst Corentin
-------------------------	--------------------------



		Paramètre (s)				
		c	s			
Date d'analyse	09-sept-22					
Analyste	Zohra					
Méthodes	LECO CS 744					
Résultat (s) QC		1,820	1,300			
Cible (s) QC		1,800	1,260			
% Rec		101,1	103,2	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!

Données brutes disponibles sur demande

			%	%			
Identification client	Identification labo	#	C	S	0	0	0
Cellule 1-LR	LGC222004	1	0,05	13,00			
Cellule 1-LR	LGC222004DUP	1	0,06	12,70			
Cellule 5-LR	LGC222005	2	0,14	12,80			
Cellule 5-LR	LGC222005DUP	2	0,14	13,10			
Cellule 6-LR	LGC222006	3	0,05	12,90			
Cellule 6-LR	LGC222006DUP	3	0,06	12,90			
Cellule 8 -LR	LGC222007	4	0,02	12,50			
Cellule 8 -LR	LGC222007DUP	4	0,01	12,30			
Cellule 9-L25	LGC222008	5	0,93	4,44			
Cellule 9-L25	LGC222008DUP	5	0,93	4,45			

Destinataire (s)	Thomas Pabst Corentin
-------------------------	--------------------------



Date d'analyse	18-nov-22
Analyste	Jérôme
Méthodes	LECO CS 744

	Paramètre (s)			
	C	S		
Résultat (s) QC	2,150	0,720		
Cible (s) QC	2,160	0,740		
% Rec	99,5	97,3		

Données brutes disponibles sur demande

			%	%			
Identification client	Identification labo	#	C	S			
Cellule 2	LGC222822	1	0,04	12,00			
Cellule 2 dup	LGC222822	2	0,07	12,00			
Cellule 2 trip	LGC222822	3	0,02	11,80			
* Cellule 3	LGC222823	4	0,05	12,00			
* Cellule 3 dup	LGC222823	5	0,05	12,10			
* Cellule 3 trip	LGC222823	6	0,03	11,90			
Cellule 4	LGC222824	7	0,13	12,30			
Cellule 4 dup	LGC222824	8	0,14	12,10			
* Cellule 7	LGC222825	9	0,13	12,20			
* Cellule 7 dup	LGC222835	10	0,13	12,00			
Cellule 10	LGC222826	11	0,93	4,03			
Cellule 10 dup	LGC222826	12	0,96	3,98			
Cellule 10 trip	LGC222826	13	0,93	4,03			

* Les résultats des cellule 3 et cellule 7 ont été inversées. Une analyse complémentaire a été effectuée le 22 novembre 2022 (voir page suivante) pour confirmer les résultats de ces deux cellules.

Destinataire (s)	Thomas Pabst Corentin
-------------------------	--------------------------



Date d'analyse	22-nov-22
Analyste	Zohra
Méthodes	LECO CS 744

	Paramètre (s)				
	C	S			
Résultat (s) QC	2,160	0,737			
Cible (s) QC	2,160	0,740			
% Rec	100,0	99,6	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!

Données brutes disponibles sur demande

			%	%			
Identification client	Identification labo	#	C	S	0	0	0
CEL3	LGC222899	1	0,13	12,10			
CEL3	LGC222899dup	1	0,14	12,00			
CEL7	LGC222900	2	0,03	11,40			
CEL7	LGC222900dup	2	0,02	11,80			

Analyse sur l'échantillon de la cellule LR8 – T1-79% en haut et en bas des résidus

Destinataire (s)	Thomas Pabst Corentin
-------------------------	--------------------------



Date d'analyse	14-sept-22
Analyste	Zohra
Méthodes	LECO CS 744

	Paramètre (s)				
	C	S			
Résultat (s) QC	2,190	0,789			
Cible (s) QC	2,160	0,740			
% Rec	101,4	106,6	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!

Données brutes disponibles sur demande

			%	%			
Identification client	Identification labo	#	C	S	0	0	0
DRX 1-5 cm sup	LGC222209	1	<0,01	12,00			
DRX 1-5 cm sup dup	LGC222209 dup	1	<0,01	12,10			
DRX 1-2,5cm inf	LGC222210	2	<0,01	12,50			
DRX 1-2,5cm inf dup	LGC222210 dup	2	<0,01	12,40			

A.2 Fichier .dat Modèle MIN3P

Ce fichier correspond à la cellule T1-79% correspondant aux résidus LaRonde maintenus à un degré de saturation de 79%.

```
!²      T1-79%
```

```
!
```

```
! -----
```

```
! DATA BLOCK 1 Global Control Parameters
```

```
'global control parameters'
```

```
'Tests colonnes 5cm pour Sr fixé'
```

```
.true.      ;varsat_flow
```

```
.false.     ;steady_flow
```

```
.false.     ;fully_saturated
```

```
.true.      ;reactive_transport
```

```
'done'
```

```
!
```

```
! -----
```

```
! Data Block 2: geochemical system
```

```
'geochemical system'
```

```
'use new database format'
```

```
'database directory'
```

```
'C:\Users\User\Documents\Doctorat\Min3P\Examples\database\default'
```

```
'compute alkalinity'
```

'components'

17 ;number of components (nc-1)

'h4sio4'

'o2(aq)'

'fe+2'

'hs-1'

'h+1'

'k+1'

'mg+2'

'al+3'

'ca+2'

'na+1'

'so4-2'

'fe+3'

'co3-2'

'cu+2'

'cl-1'

'zn+2'

'mn+2'

'redox couples'

2 ;number of redox couples

'fe+2' 'fe+3' ;names of redox couples

'so4-2' 'hs-1'

'secondary aqueous species'

84 ;number of secondary aqueous species

'khs₄(aq)'

'h₂s₄(aq)'

'h₂(aq)'

'cu₂-2'

'fe₃⁺'

'oh-'

'h₃sio₄⁻'

'h₂sio₄-2'

'mgoh⁺'

'mgco₃aq'

'mghco₃⁺'

'mgso₄aq'

'caoh⁺'

'cahco₃⁺'

'caco₃aq'

'caso₄aq'

'cahso₄⁺'

'naco₃⁻'

'nahco₃aq'

'naso₄⁻'

'kso₄⁻'

'aloh+2'

'al(oh)2+'

'al(oh)4-'

'also4+'

'alhso42+'

'al(so4)2-'

'al(oh)3aq'

'feoh+'

'feoh3-1'

'feso4aq'

'fehso4+'

'fehco3+'

'feco3aq'

'feoh2aq'

'fe(hs)2aq'

'fe(hs)3-'

'feoh+2'

'feso4+'

'fehso42+'

'fecl+2'

'fecl+'

'fecl2+'

'fecl3aq'

'feoh2+'

'feoh3aq'

'feoh4-'

'fe(so4)2-'

'fe2(oh)2+4'

'fe3(oh)4+5'

'mncl+'

'mncl2aq'

'mncl3-'

'mnoh+'

'mn(oh)3-1'

'mno4-'

'mno4-2'

'mnco3aq'

'mnso4aq'

'mnhco3+'

'cuco3aq'

'cu(co3)2-2'

'cucl+'

'cucl2aq'

'cucl3-'

'cucl4-21'

'cuoh+'

'cu(oh)2aq'

'cu(oh)3-'

'cu(oh)4-2'

'cu2(oh)2+2'

'cuso4aq'

'cu(hs)3-'

'cuhco3+'

'znc1+'

'znc12aq'

'znc13-'

'znc14-2'

'znoh+'

'zn(oh)2aq'

'zn(oh)3-'

'zn(oh)4-2'

'znohclaq'

'zn(hs)2aq'

'zn(hs)3-'

'znso4aq'

'zn(so4)2-2'

'znhco3+'

'znco3aq'

'zn(co3)2-2'

'hco3-'

'h2co3aq'

'hso4-'

'h2saq'

's-2'

'gases'

2 ;number of gases

'o2(g)' ;names of gases

'co2(g)'

'minerals'

15 ;number of minerals

'quartz' ;mineral names

'pyrite-so4'

'chlorite'

'muscovite-ph'

'anorthite-ph'

'albite-ph'

'paragonite'

'calcite'

'k-spar-ph' ;Orthoclase

'ankerite'

'chalcopyrite'

'anhydrite' ;Bassanite

'gypsum'

'ferrihydrite'


```

'jarositeh'

'done'

!

! -----

! DATA BLOCK 3 Spatial discretization

'spatial discretization'

1           ;number of discretization intervals in x

1           ;number of control volumes in x

0.0 1.0     ;xmin,xmax

1           ;number of discretization intervals in y

1           ;number of control volumes in y

0.0 1.0     ;ymin,ymax

1           ;number of discretization intervals in z

30          ;number of control volumes in z

0.0 0.052   ;zmin,zmax

'done'

!

! -----

! DATA BLOCK 4 Time Step Control

'time step control - global system'

'days'      ;time unit

0.0         ;time at start of solution

155         ;final solution time

1.d-1       ;maximum time step

```

```

1.d-50      ;minimum time step

'done'

!

! -----

! Data Block 5: control parameters - local geochemistry

!

'control parameters - local geochemistry'

'newton iteration settings'

1.d-4      ;factor for numerical differentiation

1.d-6      ;convergence tolerance


'maximum ionic strength'

1.0d0      ;max. ionic strength


'minimum activity for h2o'

0.5d0      ;min. activity for h2o


'output time unit'

'days'      ;time unit (local chemistry)

'done'

!

! -----

! Data Block 6: control parameters - variably saturated flow

'control parameters - variably saturated flow'

```

'mass balance'

'input units for boundary and initial conditions'

'pressure head' ;input unit

'compute underrelaxation factor'

100.0 ;max. allowed update

'newton iteration settings'

1.0d-6 ;increment for numerical differentiation

100 ;max. number of newton iterations

1.0d-4 ;convergence tolerance

0.3 ;sw_star

'solver settings'

0 ;incomplete factorization level

100 ;max. number of solver iterations

1 ;solver information level

1.0d-7 ;solver residual tolerance

1.0d-7 ;solver update tolerance

'done'

!

! -----

! Data Block 7: control parameters - reactive transport

'control parameters - reactive transport'

'mass balance'

'spatial weighting'

'upstream'

'activity update settings'

'time_lagged'

'tortuosity correction'

'millington'

'newton iteration settings'

1.d-4 ;increment h for numerical differentiation

12 ;anticipated number of Newton iterations

60 ;max. number of Newton iterations

2.0d0 ;anticipated update in log cycles

3.0d0 ;maximum update in log cycles

1.d-6 ;convergence tolerance (global system)

'solver settings'

0 ;incomplete factorization level

100 ;max. number of solver iterations

1 ;information level

1.d-7 ;solver residual tolerance

1.d-7 ;solver update tolerance

'done'

!

! -----

! Data Block 8: output control

'output control'

'output of spatial data'

24 ;number of output times (spatial data)

0.1 0.5 1 2

5 10 20 30

40 45 50 55

57 60 62 65

67 70 75 80

100 110 120 130.0

'output in terms of depth'

'output of transient data'

30 ;number of output locations (transient data)

3 ;timesteps between output (transient data)

1 2 3 4

5 6 7 8

9 10 11 12

13 14 15 16

17 18 19 20

21 22 23 24

25 26 27 28

!----- zone 1

'tailings' ;name of zone

'hydraulic conductivity in z-direction'

3.88d-7 ;K_{zz} ![m/s]

'specific storage coefficient'

0.0001 ;S_s

'soil hydraulic function parameters'

0.03 ;residual saturation

0.20 ;van genuchten - alpha (m-1)

1.55 ;van genuchten - n

0.5 ;van genuchten - l

0.00 ;air entry pressure (m)

'end of zone'

'done'

!

! -----

! Data Block 11: physical parameters - reactive transport

'physical parameters - reactive transport'

'diffusion coefficients'

2.38d-9 ;free diffusion coefficient in water

2.07d-5 ;free diffusion coefficient in air

!

! -----

'tailings'

'transverse vertical dispersivity'

5d-5

'longitudinal dispersivity'

5d-5

'end of zone'

'done'

!

! -----

! Data Block 12: initial condition - variably saturated flow

'initial condition - variably saturated flow'

1 ;number of zones

'number and name of zone'

1

'tailings'

'initial condition'

-5.10 ;pressure head

'extent of zone'

0.0 1.0 0.0 1.0 0.00 0.052

'end of zone'

'done'

!

! -----

! Data Block 13: boundary conditions - variably saturated flow

'boundary conditions - variably saturated flow'

2 ;number of zones

'number and name of zone'

1

'Top of cell'

'boundary type'

'second' 0.00 ;flux (m/s) !No entry

'extent of zone'

0.00 1.0 0.0 1.0 0.052 0.052

'end of zone'

'number and name of zone'

2

'Bottom'

'boundary type'

'first' -5.10 ;pressure head

'extent of zone'

0.0 1.0 0.0 1.0 0.00 0.00

'end of zone'

'transient boundary conditions' ;here to read !.bcvs file

'done'

!

! -----

! Section 15: initial condition - reactive transport

'initial condition - reactive transport'

1 ;number of zones

! -----

'number and name of zone'

1

'background chemistry'

'concentration input' ;unit in mol/L

1d-8 'free' ;'h4sio4'

2.5 'pe' ;'o2(aq)'

1.0d-8 'free' ;'fe+2'

1.0d-8 'free' ;'hs-1'

7.3 'ph' ;'h+1'

1.0d-8 'free' ;'k+1'

2.47d-4 'free' ;'mg+2'

1.0d-8 'free' ;'al+3'

2.2d-2 'free' ;'ca+2'

1.0d-8 'free' ;'na+1'

1.8d-2 'free' ;'so4-2'

1d-8 'free' ;'fe+3'

1.0d-8 'free' ;'co3-2'

1.0d-8 'free' ;'cu+2'

8.50d-3 'free' ; cl-1
 1.0d-8 'free' ;'zn+2'
 1.0d-8 'free' ;'zn+2'

'guess for ph'

7.3

'mineral input'

3.15d-1 .false. 'twothird' ;phim, minequil, update_type - quartz
 1.d-20 1.00d-11 0.00d0 ;phimin, k_eff, supsatm
 6.09d-2 .false. 'twothird' ;phim, minequil, update_type - pyrite
 1.d-20 6.00d-9 0.00d0 ;phimin, k_eff, supsatm
 1.76d-2 .false. 'twothird' ;phim, minequil, update_type - Phlogopite/chlorite
 1.d-20 5.50d-11 0.00d0 ;phimin, k_eff, supsatm
 1.03d-1 .false. 'twothird' ;phim, minequil, update_type - muscovite
 1.d-20 1.00d-11 0.00d0 ;phimin, k_eff, supsatm
 2.32d-2 .false. 'twothird' ;phim, minequil, update_type - anorthite-ph
 1.d-20 1.00d-11 0.00d0 ;phimin, k_eff, supsatm
 3.23d-2 .false. 'twothird' ;phim, minequil, update_type - Albite
 1.d-20 1.00d-11 0.00d0 ;phimin, area, supsatm
 2.11d-2 .false. 'twothird' ;phim, minequil, update_type - lowalbite/paragonite
 1.d-20 1.00d-11 0.00d0 ;phimin, k_eff, supsatm
 3.74d-3 .false. 'twothird' ;phim, minequil, update_type - calcite
 1.d-20 2.00d-8 0.00d0 ;phimin, area, supsatm

```

6.59d-3 .false.      'twothird'    ;phim, minequil, update_type - k-spar-ph/Ortho
1.d-20  1.00d-11  0.00d0    ;phimin, area, supsatm
3.28d-3 .false.      'twothird'    ;phim, minequil, update_type - Ankerite/dolomite
1.d-20  2.00d-9   0.00d0    ;phimin, area, supsatm
6.47d-4 .false.      'twothird'    ;phim, minequil, update_type - Chalcopyrite
1.d-20  1.00d-11  0.00d0    ;phimin, area, supsatm
5.09d-3 .false.      'twothird'    ;phim, minequil, update_type - anhydrite/Bassanite
1.d-20  1.00d-11  0.00d0    ;phimin, area, supsatm
0.0d-0  .false.      'constant'    ;phim, minequil, update_type - 'gypsum'
1.d-20  5.00d-7   0.00d0    ;phimin, area, supsatm
0.0d-0  .false.      'constant'    ;phim, minequil, update_type - 'ferryhr'
1.d-20  1.00d-9   0.00d0    ;phimin, area, supsatm
0.0d-0  .false.      'constant'    ;phim, minequil, update_type - 'jarosite'
1.d-20  1.00d-11  0.00d0    ;phimin, area, supsatm

```

'extent of zone'

0.0 1.0 0.0 1.0 0.0 0.052

'end of zone'

'done'

! Data Block 16: boundary conditions - reactive transport

! -----

!

'boundary conditions - reactive transport'

2 ;number of zones

! -----

'number and name of zone'

1

'inflow boundary'

'boundary type'

'mixed'

'concentration input'

1.0d-8 'free' ;'h4sio4'

0.21 'po2' ;'o2(aq)'

3.35d-4 'free' ;'fe+2'

1.0d-8 'free' ;'hs-1'

6.5 'ph' ;'h+1'

1.56d-4 'free' ;'k+1'

1.70d-4 'free' ;'mg+2'

2.70d-4 'free' ;'al+3'

5.17d-3 'free' ;'ca+2'

4.60d-4 'free' ;'na+1'

1.0d-8 'free' ;'so4-2'

1.0d-8 'free' ;'fe+3'

1.0d-8 'free' ;'co3-2'

1.0d-8 'free' ;'cu+2'

1.25d-2 'free' ; cl-1

3.27d-4 'free' ;'zn+2'
 1.0d-8 'free' ;'mn+2'

'guess for ph'

6.5

'extent of zone'

0.0 1.0 0.0 1.0 0.052 0.052

'end of zone'

! -----

'number and name of zone'

2

'outflow boundary'

'boundary type'

'second'

'extent of zone'

0.0 1.0 0.0 1.0 0.0 0.0

'end of zone'

'done'

A.3 Fichier .bcvs modèle MI3P

Ce fichier correspond à la cellule T1-79% correspondant aux résidus LaRonde maintenus à un degré de saturation de 79%.

0.0	8.67d-9	-5.10	;Rinçage
0.165	0.00	-5.10	;Sr constant
14	8.67d-9	-5.10	;Rinçage
14.160	0.00	-5.10	;Sr constant
29	8.67d-9	-5.10	
29.160	0.00	-5.10	
44	8.67d-9	-5.10	
44.160	0.00	-5.10	
58	8.67d-9	-5.10	
58.160	0.00	-5.10	
77	8.67d-9	-5.10	
77.160	0.00	-5.10	
93	8.67d-9	-5.10	
93.160	0.00	-5.10	
107	8.67d-9	-5.10	
107.160	0.00	-5.10	
135	8.67d-9	-5.10	
135.160	0.00	-5.10	
147	8.67d-9	-5.10	
147.160	0.00	-5.10	

149		8.67d-9	-5.10
149.165	0.00		-5.10
151		8.67d-9	-5.10
151.165	0.00		-5.10
154		8.67d-9	-5.10
154.165	0.00		-5.10

A.4 Graphiques 3D

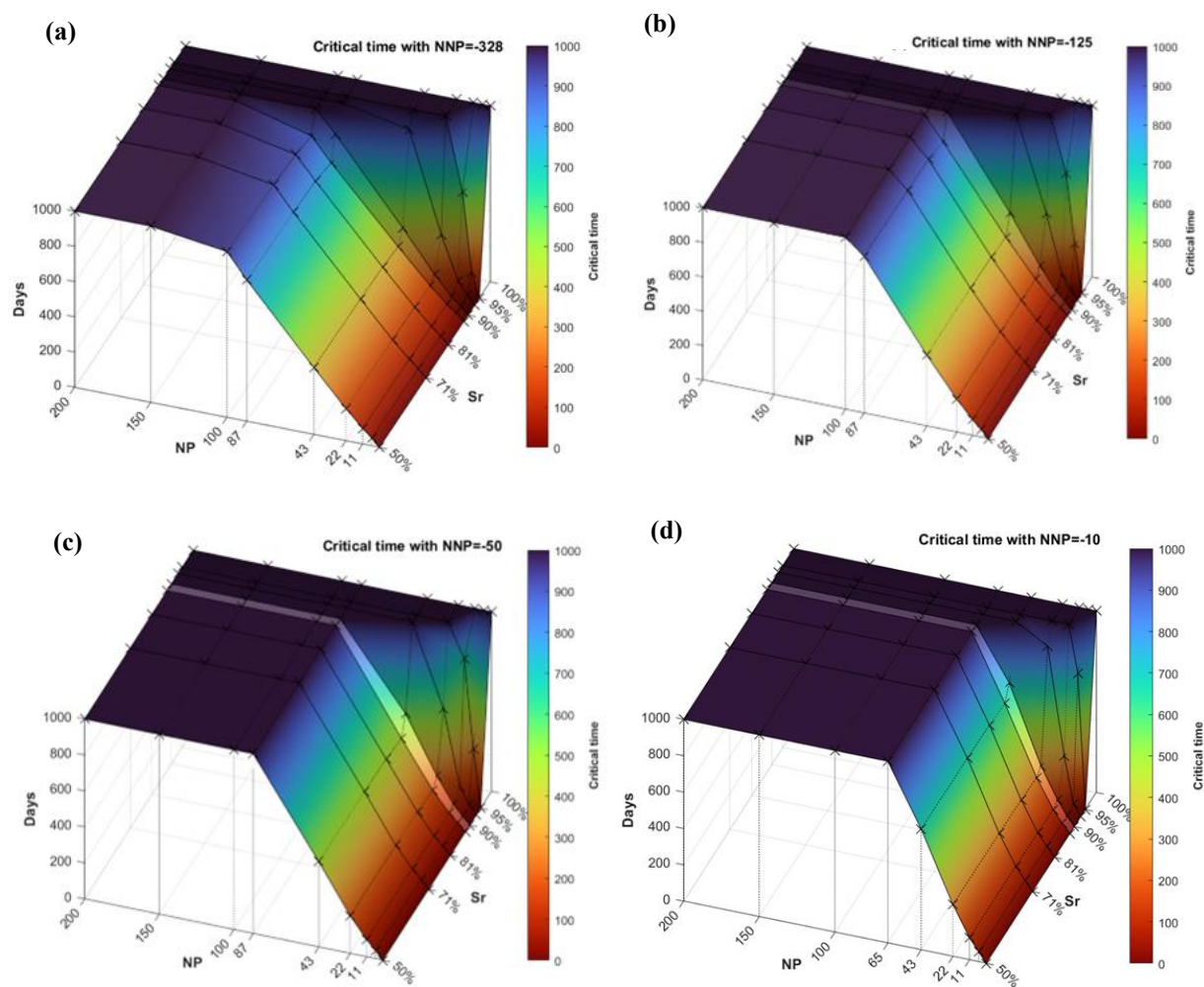


Figure A.3 Courbes en 3 dimensions représentant le temps critique en fonction du potentiel neutralisant (NP ; kg CaCO₃ eq/t) et du degré de saturation. Quatre potentiels net neutralisant (NNP; kg CaCO₃ eq/t) sont comparés : NNP = -328 (a), NNP = -125 (b), NNP = -50 (c) et NNP = -10 (d)

ANNEXE B Compléments article 2

B.1 Valeurs de degré de saturation mesurés et simulés à 0,4 m et 1,0 m pour un porosité de 0,42 (modèle de base)

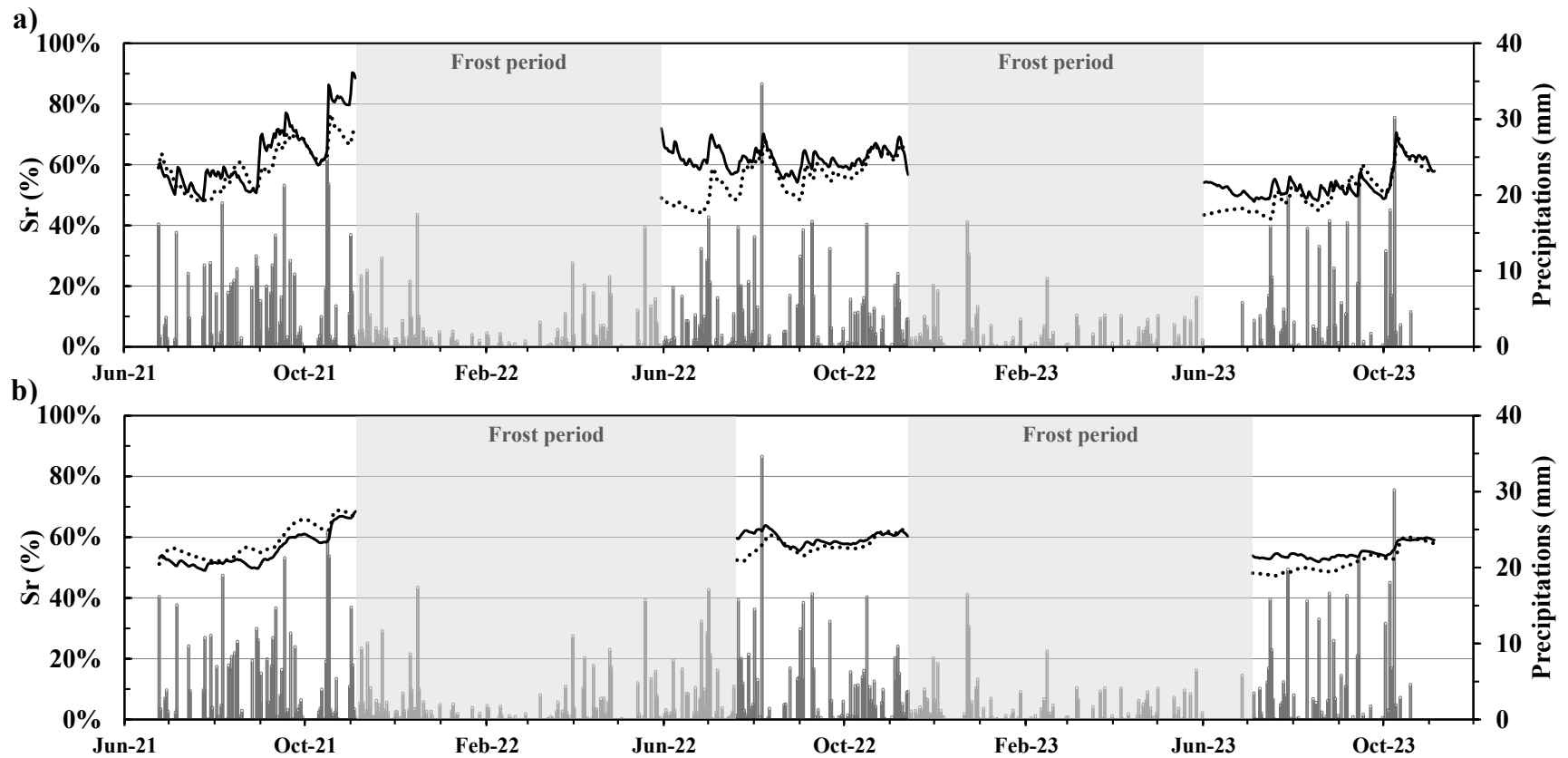


Figure B.1 Degrés de saturation mesuré (station N3; ligne) et simulé (pointillés) pour une porosité de 0,42 (modèle de base) comparés aux précipitations (histogrammes) pour les sondes à 0,4 m (a) et 1,0 m –(b) depuis la surface du PAR

B.2 Données de calibration du modèle numérique en fonction de la porosité

Le modèle SEEP/W a été calibré en faisant varier les paramètres de van Genuchten (1980) pour ajuster les courbes de rétention d’eau des résidus exposés aux données climatiques. L’ajustement a permis de simuler les observations de la variation de la teneur en eau mesurées aux sondes à la surface du PAR de la mine Éléonore. Le résultat de la calibration est illustré à la Figure B.2

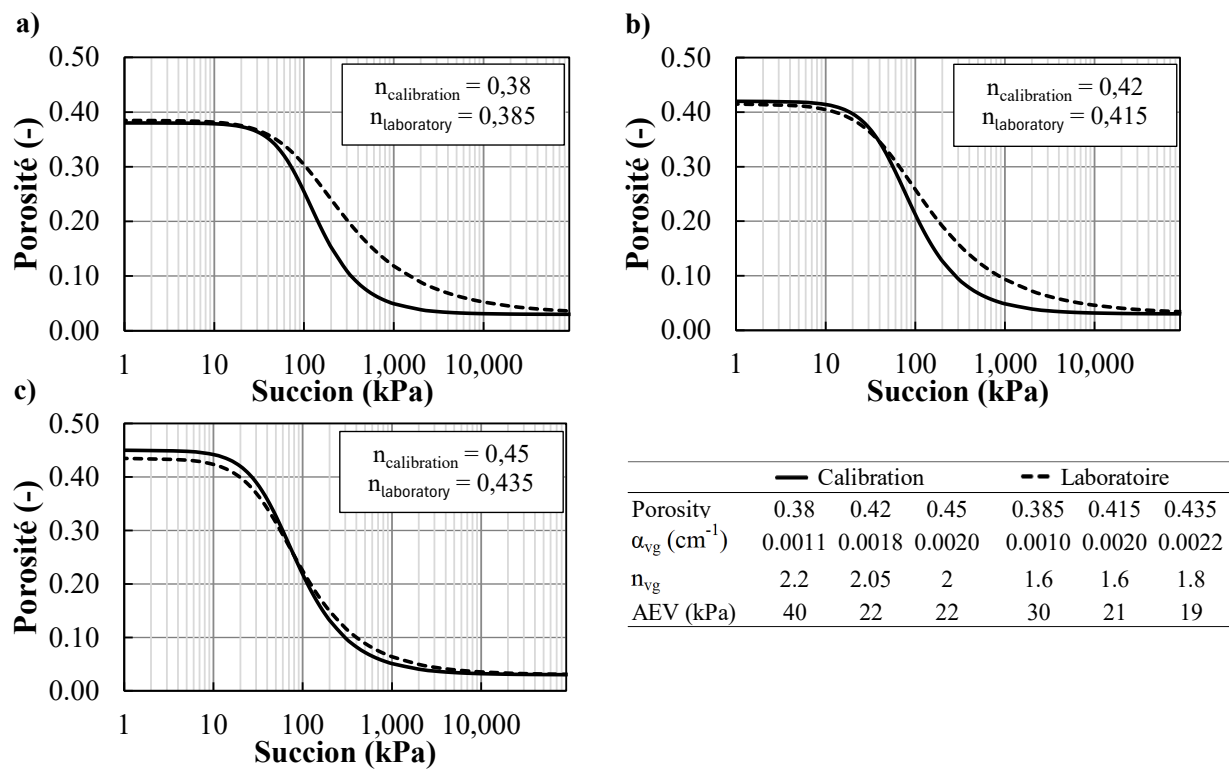


Figure B.2 Comparaison des courbes de rétention d’eau et des paramètres d’ajustements obtenus au laboratoire et pour la calibration

B.3 Flux d'oxygène quotidien simulé ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) à l'avancement du dépôt des résidus à la surface des couches déposées en fonction du nombre de couches supplémentaires ajoutées.

Les tableaux suivants sont les résultats de l'analyse paramétrique menée en 1D sur SEEP/W + CTRAN/W. Chaque tableau correspond à une analyse de la variation des flux d'oxygène simulés en fonction de la couche déposée et du nombre de couche déposées par-dessus. Les flux dépassant le seuil de $0,14 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ sont grisés.

Tableau B.1 Flux d'oxygène simulé ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) à l'avancement du dépôt pour **le cas de base**; $n = 0,42$; dépôt 0,50 m tous les 14 jours, climat Éléonore

C*	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
n	15.29	13.80	13.17	12.84	12.65	12.74	12.51	14.89	14.64	19.07	19.10	14.15	19.70	17.98
n+1	3.74	3.39	3.21	3.11	3.11	3.03	3.66	3.82	5.05	5.01	4.10	4.53	4.79	2.49
n+2	0.78	0.71	0.67	0.66	0.64	0.78	0.88	1.22	1.26	1.07	1.02	1.20	0.59	0.34
n+3	0.16	0.15	0.14	0.13	0.17	0.20	0.28	0.31	0.27	0.24	0.29	0.14	0.07	0.04
n+4	0.03	0.03	0.03	0.04	0.04	0.06	0.07	0.07	0.06	0.07	0.04	0.02	0.01	0.01
n+5	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02	0.02	0.01	0.02	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00
n+6	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
n+7	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

C*	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
n	10.30	9.12	11.15	8.35	8.81	6.62	10.89	8.16	10.62	11.39
n+1	1.86	1.96	1.67	1.70	0.94	2.11	1.46	2.13	2.48	
n+2	0.29	0.28	0.28	0.11	0.32	0.22	0.34	0.44		
n+3	0.05	0.05	0.01	0.04	0.03	0.05	0.07			
n+4	0.01	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01				
n+5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00					
n+6	0.00	0.00	0.00	0.00						
n+7	0.00	0.00	0.00							

C^* : Couche

Tableau B.2 Flux d'oxygène simulé ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) à l'avancement du dépôt pour **$n = 0,45$** ; dépôt 0,50 m tous les 14 jours, climat Éléonore

C*	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
n	19.17	17.45	16.72	16.35	16.14	16.21	15.98	18.35	18.11	22.40	22.34	17.55	23.03	21.35
n+1	5.28	4.85	4.64	4.52	4.52	4.43	5.14	5.30	6.63	6.56	5.53	6.09	6.34	3.77
n+2	1.27	1.17	1.12	1.11	1.08	1.27	1.37	1.79	1.82	1.58	1.56	1.76	0.98	0.65
n+3	0.30	0.28	0.27	0.26	0.31	0.35	0.47	0.50	0.45	0.40	0.48	0.27	0.15	0.12
n+4	0.07	0.07	0.06	0.08	0.09	0.12	0.13	0.12	0.11	0.13	0.07	0.04	0.02	0.03
n+5	0.02	0.02	0.02	0.02	0.03	0.04	0.03	0.03	0.03	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01
n+6	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
n+7	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

C*	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
n	13.70	12.27	14.50	11.76	12.08	9.82	14.32	11.54	14.09	14.88
n+1	2.97	3.18	2.85	2.84	1.90	3.41	2.60	3.43	3.83	
n+2	0.61	0.59	0.58	0.31	0.66	0.50	0.70	0.83		
n+3	0.12	0.12	0.05	0.12	0.10	0.14	0.18			
n+4	0.02	0.01	0.02	0.02	0.03	0.04				
n+5	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01					
n+6	0.00	0.00	0.00	0.00						
n+7	0.00	0.00	0.00							

C* : Couche

Tableau B.3 Flux d'oxygène simulé ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) à l'avancement du dépôt pour **$n = 0,38$** ; dépôt 0,50 m tous les 14 jours, climat Éléonore

C*	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
n	8.66	9.11	9.45	9.73	9.94	10.30	10.27	12.75	12.71	17.70	17.97	12.97	18.53	17.03
n+1	1.74	1.89	2.01	2.10	2.24	2.26	2.90	3.16	4.43	4.52	3.75	4.03	4.44	2.13
n+2	0.29	0.33	0.36	0.40	0.41	0.55	0.66	1.01	1.10	0.97	0.88	1.10	0.50	0.27
n+3	0.05	0.06	0.07	0.07	0.10	0.13	0.21	0.25	0.24	0.20	0.26	0.12	0.05	0.03
n+4	0.01	0.01	0.01	0.02	0.02	0.04	0.05	0.06	0.04	0.06	0.03	0.01	0.00	0.00
n+5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00
n+6	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
n+7	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

C*	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
n	8.90	7.78	9.35	6.59	7.20	4.90	8.93	6.31	8.64	9.44
n+1	1.52	1.48	1.22	1.27	0.57	1.54	0.99	1.56	1.89	
n+2	0.20	0.19	0.19	0.05	0.20	0.13	0.22	0.30		
n+3	0.03	0.03	0.01	0.02	0.02	0.03	0.04			
n+4	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01				
n+5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00					
n+6	0.00	0.00	0.00	0.00						
n+7	0.00	0.00	0.00							

C : Couche*

Tableau B.4 Flux d'oxygène simulé ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) à l'avancement du dépôt pour **un dépôt de 0,60 m / 17 jours**; $n = 0,42$, climat Éléonore

C*	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
n	14.87	13.52	12.98	12.72	12.75	12.53	15.45	18.75	17.71	13.92	19.32	16.97	9.91	9.59	8.73	6.61	9.58	8.69	10.69	11.54
n+1	2.64	2.40	2.28	2.26	2.19	2.91	3.45	3.76	2.97	3.58	3.48	1.50	1.10	1.19	0.76	1.14	1.12	1.49	1.79	
n+2	0.40	0.36	0.35	0.34	0.47	0.59	0.74	0.60	0.61	0.65	0.22	0.11	0.14	0.08	0.10	0.12	0.16	0.22		
n+3	0.06	0.06	0.05	0.07	0.10	0.14	0.12	0.11	0.12	0.04	0.01	0.02	0.01	0.01	0.01	0.02	0.03			
n+4	0.01	0.01	0.01	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00				
n+5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00					
n+6	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00						
n+7	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00							

C : Couche*

Tableau B.5 Flux d'oxygène simulé ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) à l'avancement du dépôt pour **un dépôt de 0,30 m / 9 jours**; $n = 0,42$, climat Éléonore

C*	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
n	17.10	15.36	14.50	13.99	13.66	13.44	13.28	13.24	13.27	13.10	13.01	14.79	15.90	15.55
n+1	7.88	7.22	6.83	6.58	6.41	6.28	6.22	6.27	6.15	6.09	6.73	7.87	7.48	9.05
n+2	3.16	2.91	2.75	2.65	2.57	2.53	2.54	2.48	2.44	2.74	3.35	3.19	3.99	4.81
n+3	1.26	1.16	1.10	1.06	1.03	1.03	1.00	0.98	1.11	1.41	1.35	1.72	2.17	2.05
n+4	0.50	0.46	0.44	0.42	0.42	0.41	0.40	0.45	0.58	0.57	0.74	0.96	0.93	1.15
n+5	0.20	0.18	0.17	0.17	0.17	0.16	0.18	0.24	0.24	0.31	0.42	0.42	0.53	0.19
n+6	0.08	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	0.10	0.10	0.13	0.18	0.18	0.24	0.09	0.13
n+7	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.04	0.04	0.05	0.08	0.08	0.11	0.04	0.06	0.07

C*	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
n	20.28	20.41	19.39	21.51	10.57	21.99	17.81	20.57	11.98	11.34	6.99	9.22	12.43	9.66
n+1	10.52	9.58	11.15	4.96	9.04	9.53	11.06	6.02	4.64	3.09	3.42	5.27	3.93	4.39
n+2	4.44	5.32	2.11	3.86	4.24	5.10	2.63	1.76	1.11	1.08	1.90	1.34	1.55	0.63
n+3	2.50	0.94	1.63	1.90	2.35	1.19	0.69	0.42	0.35	0.67	0.46	0.54	0.20	0.20
n+4	0.43	0.69	0.84	1.07	0.54	0.29	0.17	0.12	0.23	0.16	0.19	0.07	0.06	0.13
n+5	0.30	0.37	0.48	0.25	0.12	0.07	0.04	0.08	0.06	0.07	0.02	0.02	0.04	0.05
n+6	0.16	0.21	0.11	0.05	0.03	0.02	0.03	0.02	0.02	0.01	0.01	0.01	0.02	0.01
n+7	0.09	0.05	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01

C : Couche*

Tableau B.5 (suite) Flux d'oxygène simulé (g.m-2.d-1) à l'avancement du dépôt pour un dépôt de 0,30 m tous les 9 jours; n = 0,42, climat Éléonore

C*	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40
n	10.61	5.55	7.55	10.58	9.66	8.33	10.22	11.10	11.58	11.90	12.12	12.28
n+1	2.04	2.58	4.15	4.02	3.26	4.14	4.72	5.06	5.28	5.43	5.55	
n+2	0.72	1.35	1.37	1.04	1.38	1.67	1.85	1.97	2.06	2.12		
n+3	0.42	0.46	0.34	0.45	0.58	0.66	0.72	0.77	0.80			
n+4	0.15	0.11	0.15	0.20	0.23	0.26	0.28	0.30				
n+5	0.04	0.05	0.07	0.08	0.09	0.10	0.11					
n+6	0.02	0.02	0.03	0.03	0.04	0.04						
n+7	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02							

C* : Couche

Tableau B.6 Flux d'oxygène simulé ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) à l'avancement du dépôt pour **le climat Af**; $n = 0,42$ dépôt 0,50 m tous les 14 jours

C*	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
n	8.59	9.71	2.80	11.56	19.68	19.63	16.83	25.59	8.01	2.03	0.45	0.57	1.66	1.42
n+1	1.76	0.21	1.88	4.54	5.58	5.42	5.68	2.22	0.06	0.01	0.01	0.05	0.02	0.26
n+2	0.02	0.23	0.89	1.37	1.46	1.35	0.56	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01
n+3	0.03	0.15	0.30	0.37	0.32	0.14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
n+4	0.02	0.06	0.08	0.08	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01
n+5	0.01	0.02	0.02	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01
n+6	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01
n+7	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

C*	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
n	3.87	3.35	5.69	25.63	37.32	41.01	37.40	40.31	31.32	13.63
n+1	0.22	0.53	4.80	10.76	13.18	13.21	13.89	11.34	5.18	
n+2	0.03	0.74	2.65	4.01	4.52	5.13	4.22	1.83		
n+3	0.08	0.53	1.06	1.41	1.75	1.53	0.67			
n+4	0.08	0.24	0.38	0.55	0.52	0.24				
n+5	0.04	0.09	0.15	0.16	0.08					
n+6	0.02	0.04	0.05	0.03						
n+7	0.01	0.01	0.01							

C* : Couche

Tableau B.7 Flux d'oxygène simulé ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) à l'avancement du dépôt pour **le climat BSk**; $n = 0,42$ dépôt 0,50 m tous les 14 jours

C*	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
n	15.73	15.05	15.62	14.33	16.12	16.94	23.77	25.48	35.76	40.36	14.78	35.09	43.65	43.96
n+1	4.19	4.32	3.72	4.50	4.53	6.38	8.29	10.18	13.79	5.01	9.44	14.35	15.36	16.32
n+2	1.07	0.89	1.10	1.12	1.66	2.46	3.23	4.66	1.70	2.88	4.77	5.59	6.22	6.61
n+3	0.22	0.27	0.28	0.42	0.69	0.97	1.51	0.58	0.91	1.55	1.97	2.32	2.57	2.68
n+4	0.07	0.07	0.10	0.18	0.28	0.46	0.19	0.30	0.50	0.66	0.83	0.96	1.04	1.09
n+5	0.02	0.03	0.05	0.08	0.13	0.06	0.10	0.16	0.22	0.28	0.35	0.39	0.42	0.42
n+6	0.01	0.01	0.02	0.04	0.02	0.03	0.05	0.07	0.09	0.12	0.14	0.16	0.16	0.17
n+7	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02	0.02	0.03	0.04	0.05	0.06	0.06	0.06	0.06

C*	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
n	45.95	46.67	45.97	46.00	43.46	41.29	40.29	31.51	31.51	19.64
n+1	16.84	16.73	16.73	15.76	15.37	14.65	12.66	11.34	7.44	
n+2	6.69	6.74	6.38	6.18	5.89	5.02	4.40	2.73		
n+3	2.74	2.61	2.53	2.40	2.04	1.76	1.05			
n+4	1.06	1.03	0.98	0.83	0.71	0.41				
n+5	0.42	0.40	0.34	0.29	0.17					
n+6	0.16	0.14	0.12	0.07						
n+7	0.06	0.05	0.03							

C* : Couche

Tableau B.8 Flux d'oxygène simulé ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) à l'avancement du dépôt pour **le climat Csa**; n = 0,42 dépôt 0,50 m tous les 14 jours

C*	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
n	10.00	5.94	7.02	4.86	2.60	10.28	8.96	26.76	38.67	26.39	27.84	40.88	43.31	44.89
n+1	0.85	1.15	0.55	0.14	1.68	1.36	5.99	11.58	9.25	6.61	12.76	14.66	15.73	16.37
n+2	0.16	0.05	0.01	0.18	0.16	1.18	3.13	2.90	1.74	3.88	5.03	5.80	6.30	6.47
n+3	0.00	0.00	0.02	0.02	0.19	0.73	0.83	0.47	1.12	1.63	2.05	2.36	2.52	2.65
n+4	0.00	0.00	0.00	0.03	0.14	0.21	0.13	0.31	0.49	0.68	0.84	0.94	1.03	1.08
n+5	0.00	0.00	0.00	0.02	0.05	0.03	0.08	0.14	0.21	0.28	0.33	0.38	0.42	0.43
n+6	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.02	0.04	0.06	0.09	0.11	0.14	0.15	0.16	0.17
n+7	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.02	0.03	0.04	0.05	0.06	0.06	0.07	0.07

C*	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
n	45.78	45.26	45.74	45.42	43.84	43.76	43.68	43.62	29.17	17.55
n+1	16.38	16.56	16.56	16.08	16.14	16.47	15.95	12.11	6.58	
n+2	6.62	6.67	6.52	6.57	6.69	6.53	4.90	2.50		
n+3	2.70	2.66	2.70	2.76	2.70	2.02	1.00			
n+4	1.08	1.10	1.13	1.11	0.84	0.41				
n+5	0.44	0.46	0.46	0.34	0.17					
n+6	0.19	0.19	0.14	0.07						
n+7	0.07	0.06	0.03							

C* : Couche

Tableau B.9 Flux d'oxygène simulé ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) à l'avancement du dépôt pour **le climat Cfb**; n = 0,42 dépôt 0,50 m tous les 14 jours

C*	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
n	15.81	13.31	12.85	19.66	20.54	22.40	35.04	23.04	15.14	25.89	29.44	19.38	28.99	27.17
n+1	3.61	3.20	5.20	5.94	6.50	10.52	7.43	4.67	6.73	8.42	6.75	7.71	7.08	12.26
n+2	0.72	1.24	1.59	1.83	3.26	2.44	1.42	1.86	2.56	2.13	2.26	2.11	3.86	3.32
n+3	0.29	0.41	0.50	0.95	0.77	0.45	0.53	0.75	0.66	0.68	0.63	1.19	1.10	0.95
n+4	0.10	0.13	0.26	0.23	0.14	0.16	0.22	0.20	0.21	0.19	0.36	0.35	0.31	0.51
n+5	0.03	0.07	0.07	0.04	0.05	0.06	0.06	0.06	0.06	0.11	0.11	0.10	0.17	0.21
n+6	0.02	0.02	0.01	0.01	0.02	0.02	0.02	0.02	0.03	0.03	0.03	0.05	0.07	0.05
n+7	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02	0.02	0.02	0.01

C*	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
n	37.32	32.29	31.37	41.45	38.89	24.78	13.63	8.29	10.12	6.82
n+1	9.84	8.86	13.76	14.25	8.55	4.34	1.66	2.10	1.18	
n+2	2.89	4.68	5.26	3.15	1.43	0.33	0.38	0.19		
n+3	1.56	1.87	1.16	0.50	0.08	0.08	0.03			
n+4	0.64	0.42	0.18	0.03	0.02	0.01				
n+5	0.14	0.06	0.01	0.00	0.00					
n+6	0.02	0.00	0.00	0.00						
n+7	0.00	0.00	0.00							

C* : Couche

Tableau B.10 Flux d'oxygène simulé ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) à l'avancement du dépôt pour **le climat Dsc**; $n = 0,42$ dépôt 0,50 m tous les 14 jours

C*	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
n	15.29	13.80	13.17	12.84	12.65	12.54	12.47	13.98	14.82	17.74	14.67	10.07	16.54	13.50
n+1	3.74	3.39	3.21	3.11	3.05	3.01	3.38	3.94	4.64	4.02	2.35	3.35	3.57	1.39
n+2	0.78	0.71	0.67	0.64	0.63	0.71	0.90	1.09	0.99	0.52	0.62	0.81	0.26	0.13
n+3	0.16	0.15	0.14	0.13	0.15	0.20	0.25	0.24	0.12	0.12	0.18	0.05	0.02	0.01
n+4	0.03	0.03	0.03	0.03	0.04	0.06	0.06	0.03	0.02	0.04	0.01	0.00	0.00	0.00
n+5	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
n+6	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
n+7	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

C*	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
n	7.25	6.75	6.91	8.07	9.73	7.29	10.24	8.95	10.89	11.51
n+1	1.01	0.93	1.44	1.88	1.13	1.93	1.67	2.25	2.53	
n+2	0.10	0.20	0.28	0.14	0.28	0.26	0.37	0.46		
n+3	0.03	0.04	0.02	0.04	0.04	0.06	0.08			
n+4	0.01	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01				
n+5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00					
n+6	0.00	0.00	0.00	0.00						
n+7	0.00	0.00	0.00							

C* : Couche

Tableau B.11 Flux d'oxygène simulé ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) à l'avancement du dépôt pour **$Kr = 10\,000\text{ an}^{-1}$** ; cas de base

C*	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
n	15.29	13.80	13.17	12.84	12.65	12.74	12.51	14.89	14.64	19.07	19.10	14.15	19.70	17.98
n+1	3.74	3.39	3.21	3.11	3.11	3.03	3.66	3.82	5.05	5.01	4.10	4.53	4.79	2.49
n+2	0.78	0.71	0.67	0.66	0.64	0.78	0.88	1.22	1.26	1.07	1.02	1.20	0.59	0.34
n+3	0.16	0.15	0.14	0.13	0.17	0.20	0.28	0.31	0.27	0.24	0.29	0.14	0.07	0.04
n+4	0.03	0.03	0.03	0.04	0.04	0.06	0.07	0.07	0.06	0.07	0.04	0.02	0.01	0.01
n+5	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02	0.02	0.01	0.02	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00
n+6	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
n+7	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

C*	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
n	10.30	9.12	11.15	8.35	8.81	6.62	10.89	8.16	10.62	11.39
n+1	1.86	1.96	1.67	1.70	0.94	2.11	1.46	2.13	2.48	
n+2	0.29	0.28	0.28	0.11	0.32	0.22	0.34	0.44		
n+3	0.05	0.05	0.01	0.04	0.03	0.05	0.07			
n+4	0.01	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01				
n+5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00					
n+6	0.00	0.00	0.00	0.00						
n+7	0.00	0.00	0.00							

C* : Couche

Tableau B.12 Flux d'oxygène simulé ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) à l'avancement du dépôt pour **$Kr = 100 \text{ an}^{-1}$** ; cas de base

C*	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
n	13.77	12.55	12.01	11.73	11.56	11.64	11.44	13.41	13.23	16.73	16.93	12.78	17.23	15.85
n+1	3.85	3.50	3.33	3.22	3.23	3.15	3.77	3.93	5.12	5.09	4.18	4.60	4.85	2.59
n+2	0.98	0.89	0.84	0.83	0.80	0.97	1.09	1.49	1.52	1.37	1.23	1.49	0.77	0.45
n+3	0.25	0.22	0.22	0.21	0.25	0.30	0.42	0.45	0.44	0.33	0.45	0.24	0.11	0.06
n+4	0.06	0.06	0.05	0.06	0.08	0.11	0.13	0.13	0.09	0.13	0.08	0.03	0.01	0.02
n+5	0.02	0.01	0.02	0.02	0.03	0.04	0.04	0.03	0.04	0.02	0.01	0.00	0.00	0.00
n+6	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
n+7	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

C*	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
n	9.58	8.40	10.27	7.80	8.20	6.26	10.03	7.66	9.81	10.47
n+1	1.96	2.05	1.74	1.80	1.01	2.23	1.55	2.24	2.59	
n+2	0.35	0.39	0.36	0.14	0.40	0.29	0.43	0.55		
n+3	0.09	0.07	0.02	0.07	0.05	0.08	0.11			
n+4	0.02	0.00	0.01	0.01	0.01	0.02				
n+5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00					
n+6	0.00	0.00	0.00	0.00						
n+7	0.00	0.00	0.00							

C : Couche*

Tableau B.13 Flux d'oxygène simulé ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) à l'avancement du dépôt pour **$Kr = 10 \text{ an}^{-1}$** ; cas de base

C*	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
n	5.28	5.50	5.29	5.16	5.08	5.09	5.02	5.72	5.66	6.77	6.98	5.44	7.12	6.60
n+1	3.25	3.07	2.94	2.87	2.86	2.81	3.15	3.23	3.83	3.84	3.31	3.63	3.67	2.43
n+2	1.93	1.82	1.75	1.73	1.69	1.86	2.00	2.39	2.37	2.31	2.10	2.39	1.65	1.25
n+3	1.14	1.08	1.05	1.03	1.09	1.24	1.45	1.50	1.58	1.21	1.56	1.17	0.76	0.44
n+4	0.67	0.64	0.62	0.64	0.75	0.86	0.94	1.04	0.72	0.98	0.82	0.47	0.22	0.38
n+5	0.39	0.37	0.37	0.45	0.51	0.58	0.65	0.45	0.61	0.55	0.30	0.13	0.21	0.18
n+6	0.22	0.22	0.26	0.29	0.35	0.40	0.29	0.37	0.36	0.20	0.09	0.11	0.10	0.06
n+7	0.13	0.15	0.17	0.21	0.24	0.18	0.22	0.22	0.13	0.06	0.06	0.05	0.04	0.02

C*	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
n	4.38	3.75	4.62	3.63	3.66	2.99	4.33	3.55	4.32	4.58
n+1	1.98	2.11	1.82	1.87	1.30	2.19	1.70	2.20	2.41	
n+2	0.97	1.12	1.08	0.60	1.09	0.91	1.16	1.33		
n+3	0.68	0.61	0.30	0.51	0.51	0.58	0.72			
n+4	0.33	0.16	0.23	0.28	0.28	0.38				
n+5	0.10	0.10	0.15	0.14	0.19					
n+6	0.05	0.07	0.07	0.09						
n+7	0.04	0.03	0.05							

C^* : Couche

ANNEXE C Compléments article 3

C.1 Évaluation des risques environnementaux

L'évaluation des risques environnementaux liés au déversement des résidus en cas de rupture de digue est nécessaire. Une revue de la littérature est nécessaire, concernant la pollution induite par le type de matériau étudié et sur l'état actuel du site.

À partir d'une étude donnant un aperçu de l'écoulement des résidus en cas de rupture, la méthode d'inventaire des sites contaminés (MIFO ; outil suédois de classification et de comparaison des sites) permet d'identifier les risques pour les zones impactées. Les risques sont classés en 4 classes (risque très élevé - classe 1, risque élevé - classe 2, risque modéré - classe 3 et risque faible - classe 4). La classification est basée sur quatre critères de qualité environnementale (évaluation du danger, niveau de contamination, sensibilité humaine et valeur de protection du milieu environnant) en fonction du potentiel de migration du/des contaminants. Un diagramme pour la classification du risque environnemental est disponible sur le rapport 4918 de l'agence suédoise pour la protection de l'environnement (Naturvårdsverket, 1999). Il permet de relier chaque niveau de critère environnemental (axe horizontal) par rapport au potentiel de migration (axe vertical).

C.2 Classification du risque environnemental selon la méthode MIFO

Tableau C.1 Critères de classification du risque environnemental, selon la méthode MIFO

- Potentiel de migration: à quelle vitesse le contaminant se propage-t-il dans les différents milieux (sol, eau...) ?

Critère	Potentiel de migration	
	Dans les sols, les eaux souterraines et de surface (m/an)	Dans les sédiments (km/an)
Léger	Aucun	
Modéré	< 0,1	
Grand	0,1 - 10	
Très grand	> 10	

- Évaluation des dangers : Les propriétés inhérentes de la substance et son potentiel à provoquer un effet néfaste.

Critère	Danger (D) : substances chimiques, produits et mélanges
Faible	Fer, calcium, magnésium, manganèse, papier, bois
Modéré	Aluminium, ferraille métallique, acétone, fibre de bois, écorce d'arbre, zinc
Élevé	Cobalt, cuivre, chrome, nickel, vanadium, ammoniac, phénol, glycol, ...
Très élevé	Arsenic, cadmium, mercure, chrome (IV), sodium (métal), benzène, cyanure, ...

- Niveau de contamination : concentration et/ou quantité de contaminants dans chacun des milieux où ils sont présents. Quelle est la gravité des effets ?

Critère	Niveau de contamination	
	Liquide	Solide
Faible	< VR	< 1 000 m ³
Modéré	1 – 3 x VR	1 000 m ³ – 10 000 m ³
Haut	3 – 10 x VR	Quelques kg ou 10 000 m ³ – 100 000 m ³
Très haut	> 10 x VR	Dizaines kg ou > 100 000 m ³

VR : valeurs de référence dans les normes.

Tableau C.1 Critères de classification du risque environnemental, selon la méthode MIFO (suite)

- Sensibilité : exposition potentielle de l'homme, actuelle et future ? Sensibilité des groupes exposés

Critère	Sensibilité humaine (S)
Faible	Aucune exposition humaine
Modéré	Exposition humaine légère Eaux souterraines non utilisées pour l'eau potable
Haute	Exposition professionnelle importante pendant les heures de travail Légère exposition des enfants, zone de loisirs en plein air Eaux souterraines et de surface utilisées pour l'eau potable Terres utilisées pour les cultures ou l'élevage
Très haute	Zone résidentielle permanente Exposition importante des enfants Eaux souterraines et/ou de surface utilisées pour l'eau potable

- Valeur protectrice : risque pour l'environnement, présent et futur ? Niveau de protection requis pour l'environnement exposé ?

Critère	Valeur de protection (P)
Faible	Site fortement contaminé Écosystème fortement endommagé par diverses utilisations et activités (par exemple, décharges, zone asphaltée)
Modéré	Écosystème quelque peu perturbé Écosystème commun dans la région (p. ex. forêt ou terres agricoles typiques)
Haute	Écosystème relativement inhabituel dans la région Exposition d'espèces individuelles ou d'écosystèmes identifiés dans les plans de conservation locaux ou régionaux comme ayant une grande valeur (par exemple, les rivages, les cours d'eau sensibles, les zones de loisirs)
Très haute	Site abritant des espèces ou des écosystèmes identifiés dans les plans de conservation locaux, régionaux ou nationaux comme étant d'une valeur particulièrement importante (par exemple, parcs nationaux, zones de conservation de la nature, sanctuaires marins, refuges pour animaux et autres zones dans lesquelles la protection des espèces menacées et de leurs habitats est considérée comme étant d'intérêt national).